

METSÄTALOUSALUEIDEN KÄYTTÖ MAATALOUDEN VESIENSUOJELUSSA

Heli Hyttinen

Opinnäytetyö
Helmikuu 2010

Maaseutuelinkeinojen koulutusohjelma
Luonnonvara-ala





Tekijä HYTTINEN, Heli	Julkaisun laji Opinnäytetyö	Päivämäärä 26.02.2010
	Sivumäärä 75	Julkaisun kieli suomi
	Luottamuksellisuus () saakka	Verkojulkaisulupa myönnetty (X)
Työn nimi METSÄTALOUSALUEIDEN KÄYTTÖ MAATALOUDEN VESIENSUOJELUSSA		
Koulutusohjelma Maaseutuelinkeinojen koulutusohjelma		
Työn ohjaajat JÄMSÉN, Juha, MARTTILA, Hannu, RIIHINEN, Arto		
Toimeksiantaja Metsäkeskus Keski-Suomi		
<p>Tiivistelmä</p> <p>Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää mahdollisuutta hyödyntää metsätalousalueita ja metsätaloudessa käytettyjä vesiensuojelumenetelmiä maatalouden vesiensuojelussa. Kolmelta Keski-Suomessa sijaitsevalta esimerkkivaluma-alueelta etsittiin sellaisia teoreettisia kosteikoiksi tai pintavalutuskentiksi soveltuvia kohteita, joihin olisi mahdollista johtaa peltojen valumavesiä. Tutkimuksessa hyödynnettiin RiverLifeGIS-paikkatietotyökalua.</p> <p>Lisäksi selvitettiin kirjallisuuden avulla kosteikkojen ja pintavalutuskenttien toimivuuteen ja käyttökelpoisuuteen vaikuttavia tekijöitä sekä verrattiin maatalouden ravinnekuormitusta metsätalouden kuormitukseen. Esimerkkiarvio maatalouden todellisesta ravinnekuormituksesta saatiin käyttämällä Hovin valuma-alueen yhden vuoden seurantajakson jatkuvatoimiseen mittaukseen perustuvia kuormituslukuja. Kyseisiä kuormituslukuja käytettiin arvioitaessa tutkittujen esimerkkivaluma-alueiden laskennallista kuormitusta ja teoreettisten kosteikkokohteiden hyödyntämisen vaikuttavuutta.</p> <p>Hovin valuma-alueen seurantajaksolla mitattu kokonaistypen kuormitus oli 5,9 kg pellohehtaarilta vuodessa ja kokonaisfosforin kuormitus 2,6 kg pellohehtaarilta vuodessa. Kaikilta tutkituilta esimerkkivaluma-alueilta löydettiin teoreettisia kosteikkokohteita. Valuma-alueiden pelloista 19–49 % oli sellaisia, joiden valumavedet voitaisiin johtaa teoreettisiin kosteikkokohteisiin. Laskennallisen arvion mukaan maatalouden kokonaistypen kuormitusta voitaisiin tutkituilla valuma-alueilla vähentää 10–23 % ja kokonaisfosforin kuormitusta 9-21 %, mikäli teoreettisia kosteikkokohteita hyödynnettäisiin tehokkaasti.</p> <p>Jo 10–15 %:n kuormitusvähenemää voidaan pitää merkittävänä valuma-alueella. Kokonaisuutena maatalouden ravinnekuormitus ja sen hallinta on kuitenkin erittäin vaikeasti hallittavissa oleva kokonaisuus. Sekä ravinteiden huuhtoutumiseen että niiden pidättymiseen vaikuttavat useat tekijät, minkä vuoksi yksittäisten tulosten yleistämiseen on suhtauduttava varauksella.</p>		
Avainsanat (asiasanat) maatalous, vesiensuojelu, ravinnekuormitus, vesiensuojelukosteikko, valuma-alue, paikkatieto		
Muut tiedot		



Author HYTTINEN, Heli	Type of publication Bachelor's Thesis	Date 26.02.2010
	Pages 75	Language Finnish
	Confidential () Until	Permission for web publication (X)
Title USING FOREST MANAGEMENT AREAS FOR THE WATER POLLUTION CONTROL IN AGRICULTURE		
Degree Programme Degree Programme in Agriculture and Rural Industries		
Tutors JÄMSÉN, Juha, MARTTILA, Hannu, RIIHINEN, Arto		
Assigned by Metsäkeskus Keski-Suomi (Central Finland Forestry Centre)		
<p>Abstract</p> <p>The aim of the study was to evaluate the possibility to use forestry areas and water protection methods commonly used in forestry for reducing the non-point source loading from agriculture. Three small catchment areas located in Central Finland were chosen as examples. Areas suitable for wetland or buffer zone construction situated with the theoretical possibility to treat runoff waters flowing from arable land were to be found using the River-LifeGIS program.</p> <p>Factors contributing the efficiency and feasibility of the constructed wetlands and buffer zones were determined using literature. The N and P loads from agriculture were also compared with those from forestry. An estimate about the load from agriculture was calculated by using the data produced by automatic measuring equipment in Hovi catchment during a one year period. The calculated N and P loads were used to estimate the theoretical load from the investigated catchment areas and the significance of exploiting the theoretical wetlands and buffer zones.</p> <p>The observed total annual N load was 5,9 kg per hectare of cultivated land and the total P load 2,6 kg per hectare of cultivated land during the Hovi catchment monitoring period. Theoretical areas suitable for wetland construction were found from all the catchment areas chosen for examples. 19 - 49 % of the fields on these catchment areas were located at suitable sites with relation to the theoretical wetlands. According to a theoretical estimate it would be possible to reduce the total N load from agriculture by 10 - 23 % and the total P load from agriculture by 9 - 21 % if the theoretical sites for wetland construction were utilized as effectively as possible.</p> <p>Even a 10 -15 % reduction in nutrient loading on a catchment area scale can be considered to be significant. As a whole, the non-point loading from agriculture and its management is a very difficult system to handle with. There are several factors contributing the leaching and retention of the nutrients and thus it may be controversial to generalize single results.</p>		
Keywords agriculture, water pollution control, nutrient load, constructed wetland, catchment area, geographic data		
Miscellaneous		

SISÄLTÖ

1	Kohti valuma-aluekohtaista vesiensuojelua.....	4
2	Maatalouden vesiensuojelun tehostaminen	4
2.1	Lainsäädännöllinen ohjaus	4
2.2	Toimenpiteet ja niiden vaikuttavuus	5
2.3	Kustannustehokkaita keinoja tarvitaan	6
3	Metsätaloudessa yleisesti käytetyt vesiensuojelumenetelmät.....	7
3.1	Pintavalutuskentät	7
3.2	Kosteikot	7
3.3	Virtaamanhallinta.....	8
3.4	Muut	8
4	Ravinteiden pidättymismekanismit	9
4.1	Kiintoaine	9
4.2	Fosfori	10
4.2.1	Kemiallinen pidättyminen kivennäismaassa	10
4.2.2	Mikrobit	11
4.2.3	Kasvillisuus	12
4.2.4	Kemiallinen pidättyminen turpeeseen	13
4.3	Typpi	14
4.3.1	Ammoniumtypen pidättyminen turpeeseen.....	14
4.3.2	Denitrifikaatio	15
4.3.3	Kasvillisuuden merkitys	16
5	Pintavalutuskenttien ja suojavyöhykkeiden toimivuus	17
5.1	Toimivuuteen vaikuttavia tekijöitä.....	17
5.2	Tutkimustuloksia toimivuudesta.....	20
5.3	Kentän käyttöikä.....	24
5.4	Tulvan ja korkean pohjaveden puustovaikutuksista	24
6	Maa- ja metsätalouden ravinnekuormitus.....	25
6.1	Metsätalouden ominaiskuormitusluvut	25
6.1.1	Fosfori.....	25
6.1.2	Typpi.....	26
6.1.3	Kiintoaine.....	26
6.2	Maatalouden ominaiskuormitusluvut	27
6.3	Pinta- ja salaojavalunta maataloudessa	29
6.4	Muokkaustavan vaikutus pinta- ja salaojavaluntaan.....	31
6.5	Fosforin käyttökelpoisuus	32
7	Tutkimusaineisto ja menetelmät.....	33
7.1	Jatkuvatoimiseen mittaukseen perustuvat kuormitustiedot	33
7.2	Paikkatietoanalyysi.....	36
8	Tulokset.....	38
8.1	Kuormitustiedot Hovin alueelta.....	38
8.2	Paikkatietoanalyysi.....	41
8.2.1	Teoreettiset kosteikkokohteet valuma-alueella	41
8.2.2	Yksittäiset esimerkkikohteet.....	42
8.2.3	Valuma-aluekohtainen kuormitustarkastelu	45
9	Johtopäätökset.....	46
9.1	Kuormitusluvut.....	46
9.2	Kosteikkojen hyödyntäminen valuma-alueella	48

9.3 Kosteikkojen vesiensuojellinen hyöty ja toimivuuteen vaikuttavat tekijät 49

Lähteet	52
Liitteet.....	57
Liite 1: Esimerkkivaluma-alueet ja mahdolliset kosteikkokohteet	57
Liite 2: Päälinjärven valuma-alueen mahdolliset kosteikkokohteet	60
Liite 3: Suojoen valuma-alueen mahdolliset kosteikkokohteet.....	67
Liite 4: Kupanjoen yläosan valuma-alueen mahdolliset kosteikkokohteet	72
Liite 5: Mahdollisten kosteikkokohteiden metsävaratiedot.....	74

KUVIOLUETTELO

KUVIO 1. Ravinteita pidättävät prosessit kosteikossa.....	9
KUVIO 2. N ₂ O:n haihtuminen ilman lämpötilan ja turpeeseen sitoutuneen veden eri NO ₃ -pitoisuuksien funktiona.....	16
KUVIO 3. Tulevan ja lähtevän veden sameus Hovin kosteikolla.	23
KUVIO 4. Vuoden seurantajaksolla liuenneen reaktiivisen fosforin (DRP) pidätystehokkuus oli 60 % Hovin kosteikolla.	23
KUVIO 5. Maatalouden ominaiskuormitusluvut	28
KUVIO 6. Sadanta, valunta ja haihdunta Jokioisten pitkän ajan keskiarvojen perusteella.....	29
KUVIO 7. Peltujen paikalliskuivatus vuonna 2000.....	30
KUVIO 8. Ilmakuva Hovin kosteikolta.....	34
KUVIO 9. Hovin kosteikon suunnitelmakartta.....	34
KUVIO 10. Nitraattitypen ja sameuden mittaamiseen käytetty mittalaite Hovin kosteikolla.....	35
KUVIO 11. Valumaveden sameuden ja nitraattipitoisuuden ajallista vaihtelua Hovin valuma-alueella.	36
KUVIO 12. Esimerkkivaluma-alueiden sijainti.....	37
KUVIO 13. Nitraattitypen huuhtouman kuukausittainen vaihtelu Hovin valuma-alueella.	39
KUVIO 14. Kokonaisfosforin huuhtouman kuukausittainen vaihtelu Hovin valuma-alueella.	39
KUVIO 15. Valunnan jakautuminen vuodenajoittain Hovin alueella.	40
KUVIO 16. Nitraattitypen kuormituksen jakautuminen vuodenajoittain Hovin alueella.	40
KUVIO 17. Kokonaisfosforikuormituksen jakautuminen vuodenajoittain Hovin alueella.	41
KUVIO 18. Päälinjärven valuma-alueen kohde 6.....	43
KUVIO 19. Suojoen valuma-alueen kohde 40.	44
KUVIO 20. Päälinjärven valuma-alue ja mahdolliset peltovesien käsittelyyn soveltuvat kosteikkokohteet yläpuolisine valuma-alueineen.....	57
KUVIO 21. Suojoen valuma-alue ja mahdolliset kosteikkokohteet.	58
KUVIO 22. Kupanjoen yläosan valuma-alue ja mahdolliset kosteikkokohteet.	59
KUVIO 23. Päälinjärven valuma-alue, kohde 1.....	60
KUVIO 24. Päälinjärven valuma-alue, kohteet 2, 3 ja 4.....	61
KUVIO 25. Päälinjärven valuma-alueen kohteet 5 ja 6.....	62
KUVIO 26. Päälinjärven valuma-alueen kohteet 7 ja 8.....	63

KUVIO 27. Päälinjärven valuma-alueen kohteet 9 ja 10.....	64
KUVIO 28. Päälinjärven valuma-alueen kohteet 11 ja 12.....	65
KUVIO 29. Päälinjärven valuma-alueen kohteet 13 ja 14.....	66
KUVIO 30. Suojoen valuma-alueen kohteet 20, 2, 22 ja 23.	67
KUVIO 31. Suojoen valuma-alueen kohteet 24, 25, 26, 27 ja 28.	68
KUVIO 32. Suojoen valuma-alueen kohteet 29, 39 ja 40.	69
KUVIO 33. Suojoen valuma-alueen kohteet 30, 31, 32, 33, 34, 35 ja 38.	70
KUVIO 34. Suojoen valuma-alueen kohteet 36 ja 37.	71
KUVIO 35. Kupanjoen yläosan valuma-alueen kohteet 50, 51 ja 52.....	72
KUVIO 36. Kupanjoen yläosan valuma-alueen kohteet 53 ja 54.....	73

TAULUKKOLUETTELO

TAULUKKO 1. Pintaturpeen maksimaalinen fosforinpidätyskyky 20 eri ojitusalueella.....	13
TAULUKKO 2. Ravinteiden pidättyminen Hovin kosteikolla kahdella eri seurantajaksolla.	22
TAULUKKO 3. MESUVE- projektissa ja KMO 2015 - laskelmissa käytetyt eri metsätaloustoimenpiteiden keskimääräiset ominaiskuormitusluvut.....	25
TAULUKKO 4. Kunnostusojituksen aiheuttama kiintoaineen ominaiskuormitus.	27
TAULUKKO 5. Perustietoja Hovin valuma-alueesta.....	33
TAULUKKO 6. Hovin seurantajakson kuormitusluvut verrattuna maa- ja metsätalouden ominaiskuormituslukuihin.	39
TAULUKKO 7. Yhteenveto esimerkivaluma-alueiden pinta-aloista.	41
TAULUKKO 8. Yhteenveto teoreettisten kosteikkojen valuma-alueiden pinta- aloista.	41
TAULUKKO 9. Esimerkkikohteiden kuormitustiedot ja maatalouden osuus kokonaiskuormituksesta.	45
TAULUKKO 10. Ravinnekuormituksen laskennallinen arviointi esimerkkivaluma-alueilla.	45
TAULUKKO 11. Laskennallinen arvio kuormituksen vähenemästä esimerkkivaluma-alueilla.	46
TAULUKKO 12. Päälinjärven valuma-alueen mahdollisten kosteikkokohteiden metsävaratietojen mukaiset kuviotiedot.....	74
TAULUKKO 13. Suojoen valuma-alueen mahdollisten kosteikkokohteiden metsävaratietojen mukaiset kuviotiedot.....	74
TAULUKKO 14. Kupanjoen yläosan valuma-alueen metsävaratietojen mukaiset kuviotiedot.	75
TAULUKKO 15. Taulukoissa 12–14 käytettyjen termien selitykset.	75

1 Kohti valuma-aluekohtaista vesiensuojelua

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää mahdollisuutta hyödyntää metsätalousalueita ja metsätaloudessa käytettyjä vesiensuojelumenetelmiä maatalouden vesiensuojelussa. RiverLifeGIS -paikkatietotyökalua käyttäen etsittiin kolmelta esimerkkivaluma-alueelta teoreettisia kosteikoiksi tai pintavalutuskentiksi soveltuvia kohteita, joihin olisi mahdollista johtaa peltojen valumavesiä.

Lisäksi tarkoituksena oli kirjallisuuden avulla selvittää kosteikkojen ja pintavalutuskenttien toimivuuteen ja käyttökelpoisuuteen vaikuttavia tekijöitä sekä arvioida maatalouden todellista ravinnekuormitusta suhteessa metsätalouden kuormitukseen. Esimerkkiarvio maatalouden todellisesta ravinnekuormituksesta saatiin käyttämällä Hovin valuma-alueelta yhden vuoden seurantajaksolla jatkuvatoimisesti mitattuja kuormituslukuja

Vastaavantyyppinen kaikkea hajakuormitusta koskeva selvitys on aiemmin tehty Iijoen valuma-alueella sijaitsevalla Siuruanjoella. Kyseisen tutkimuksen mukaan teoreettisten pintavalutuskenttien tai kosteikkojen tehokas hyödyntäminen tutkitun valuma-alueen vesiensuojelussa voisi vähentää kokonaisfosforin kuormitusta keskimäärin 35 % ja kokonaistypen kuormitusta 27 %. (Heikkinen ym. 2006.)

2 Maatalouden vesiensuojelun tehostaminen

2.1 Lainsäädännöllinen ohjaus

Vesienhoidon yleisenä tavoitteena on suojella, parantaa ja ennallistaa pinta- ja pohjavesiä niin, että niiden tila ei heikkene ja että niiden tila olisi vähintään hyvä viimeistään vuonna 2015. Suomi on jaettu vesienhoitoalueisiin ja näistä kullekin on laadittu vesienhoitosuunnitelma ja siihen sisältyvä toimenpideohjelma vesienhoidon ympäristötavoitteiden saavuttamiseksi. (Laki vesienhoidon järjestämisestä 1299/2004.) Valtioneuvosto hyväksyi alueelliset vesienhoitosuunnitelmat joulukuussa 2009 (Koljonen 2009).

Tällä hetkellä jokivesistä 52 %, järvistä 73 % ja rannikkovesistämme vain 15 % luokitellaan ekologiselta tilaltaan vähintään hyväksi (Valtion ympäristöhallin-

to 2009a). Ihmistoiminnan aiheuttamasta fosforikuormituksesta 64,5 % ja typ-
pikuormituksesta puolestaan 53,4 % arvioidaan maatalouden aiheuttamaksi.
(Valtion ympäristöhallinto 2009b.)

Vesiensuojelun suuntaviivojen (Valtioneuvoston periaatepäätös 2006) valmis-
telun yhteydessä laaditun taustaselvityksen perusteella on todettu, että vesien
hyvän tilan saavuttaminen ei onnistu kaikissa vesistöissä vuoteen 2015 men-
nessä. Viimeisimmän arvion mukaan vesien hyvä tila voidaan vuoteen 2015
mennessä turvata tai saavuttaa yli 90 %:sa järvipinta-alasta, noin 70 %:sa jo-
kipituuksista, yli 40 %:sa rannikkovesistä ja 98 %:sa pohjavesistä (Koljonen
2009). Vesienhoitosuunnitelmissa voidaankin lain asettamia määräaikoja tie-
tyin edellytyksin pidentää, jos tavoitteiden saavuttaminen on mahdollista vain
vaiheittain.

Maatalouden kannalta keskeinen tavoite on rehevöitymistä aiheuttavan ravin-
nekuormituksen vähentäminen ja sitä kautta rannikko- ja sisävesien rehevöi-
tymiskehityksen pysähtyminen ja tilan paraneminen. Tavoitteena on, että
maatalouden aiheuttamaa ravinnekuormitusta vähennetään vuoteen 2015
mennessä vähintään kolmanneksella vuosien 2001–2005 keskimääräisestä
tasosta (fosfori n. 3 000 t/a ja typpi n. 30 000 t/a). Ohjelmassa mainitaan, että
maatalouden vesistövaikutuksia vähennetään valuma-aluekohtaisella suunnit-
telulla. Lisäksi muistutetaan, että toimenpiteiden suunnittelussa huomioidaan
maatalouden tuottavuus ja taloudellinen kannattavuus. (Vesiensuojelun suun-
taviivat vuoteen 2015.)

2.2 Toimenpiteet ja niiden vaikuttavuus

Peltomaiden fosfori- ja typpitaseiden ylijäämät ovat pienentyneet nopeasti
1990-luvun alusta lähtien. Suomi onkin kyennyt vähentämään maatalouden
ravinnepäästöjä useita muita OECD-maita tehokkaammin. Typpiylijäämä on
pienentynyt 1990-luvun alun tasosta 42 % ja fosforylijäämä peräti 65 %, kun
vastaavat luvut OECD-maissa keskimäärin ovat 4 % ja 19 %. (Lehtonen
2009.)

Tästä huolimatta maatalouden aiheuttama typpikuormitus on saattanut jopa
lisääntyä, kun taas kokonaisfosforin kuormitus näyttäisi hieman vähentyneen

päättäneiden ympäristöohjelmakausien aikana. (Turtola ja Lemola 2008, 3.) Voidaankin sanoa, että osittain ongelman ydin on edelleen kadoksissa, eikä riittävää taitotietoa maatalouden ravinnepäästöjen hallitsemiseksi ole kyetty aikaansaamaan (Peltonen 2009, 30).

Maa- ja metsätalousministeriön asettama työryhmä (2008) on pohtinut entistä tehokkaampia ympäristötoimenpiteitä, joilla maatalouden aiheuttamaa ravinnekuormitusta voitaisiin vähentää. Ratkaisuksi esitetään ravinnetaseiden seuranta, lannan jatkokäsittelyn tutkimusta ja tuotekehitystä, luonnonarvokauppaan perustuvaa tarjouskilpailumallia, erityistä herkkien alueiden ohjelmaa sekä uusien biologis-teknis-taloudellisten ratkaisujen tutkimusta. (Työryhmämuistio mmm 2008:9.) Myös MTK:n ympäristöjohtaja on painottanut, että teknologia tulee olemaan ratkaisu maatalouden vesiensuojeluun (Ikävalko 2008; Mykkänen 2008).

Tärkeimpiä maatalouden ympäristön- ja vesiensuojelun toteuttamiskeinoja ovat maatalouden ympäristötukijärjestelmä, nitraattiasetus, täydentävät ehdot sekä eläinsuojien luvanvaraisuus. Alueellisissa vesienhoitosuunnitelmissa esitetään vesiensuojelun kannalta keskeisiä sektorikohtaisia lisätoimenpiteitä. Esimerkiksi Kymijoen-Suomenlahden vesienhoitoalueelle ehdotettuja maatalouden lisätoimenpiteitä ovat ravinnetaseen hallinta ja optimaalinen lannoitus, peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys, monivuotinen nurmiviljely, suojavyöhykkeet, kosteikot ja tilakohtainen neuvonta. (Yhteistyöllä parempaan vesienhoitoon 2008 111–113.) Koko maassa esimerkiksi uusia vesiensuojelukosteikkoja on tavoitteena perustaa 1600 kappaletta (Koljonen 2009).

Suurin osa ehdotetuista toimenpiteistä on nykykäytännön mukaisia. Kyse onkin lähinnä toimenpiteiden kohdentamisesta, tehostamisesta ja määrällisestä lisäämisestä. (Yhteistyöllä parempaan vesienhoitoon 2008 111–113.)

2.3 Kustannustehokkaita keinoja tarvitaan

Maatalouden vesiensuojelua koskevissa suunnitelmissa on huomioitu taloudellinen kannattavuus. Vesienhoitosuunnitelmien toteutus ei esimerkiksi saa vaarantaa elinkeinoa eikä aiheuttaa kohtuuttomia kustannuksia. Epäselvää kuitenkin on, mikä katsotaan kohtuulliseksi kustannukseksi tai haitaksi. Var-

sinkin teknologiaan perustuvat investoinnit ovat usein kalliita ja hankalia toteuttaa, vaikka niiden käyttöönotto saattaisi tuottaa säästöjä pitkällä aikavälillä. Tämän vuoksi on tarpeen selvittää kaikkien mahdollisten kustannustehokkaiden ratkaisujen toimivuus.

3 Metsätaloudessa yleisesti käytetyt vesiensuojelumenetelmät

Pohjoinen havumetsävyöhyke on kivennäis- ja turvemaiden sekä vesistöjen muodostama mosaiikki. Luontaisesti kivennäismailta tulevat vedet ovat usein suodattuneet turvemaiden läpi ennen kulkeutumistaan vesistöihin. Intensiivinen soiden ojitus on kuitenkin johtanut siihen, että ravinteiden sitomiseen tarkoitettua turvemaasuojavyöhykkeet on nykyisin rakennettava keinotekoisesti. Maamme soista 53 % on ojitettu, Etelä-Suomessa osuus on 75 %. (Silvan ym. 2005.) Intensiivisen metsätalouden harjoittaminen rajoittaa lisäksi metsien tehokasta käyttöä valunnan laadun tai määrän säätelyssä (Finér 2008).

3.1 Pintavalutuskentät

Pintavalutuskentäksi soveltuu mikä tahansa tasainen alue, jossa veden virtausnopeus hidastuu, vesi leviää laajalle alueelle ja suodattuu kasvillisuuden peittämän pintamaakerroksen läpi. Pintavalutuskenttänä voi toimia esimerkiksi osa vanhasta ojitusalueesta, kunnostusojituskelvoton suon osa, luonnontilainen suo tai soistuva kivennäismaa. (Joensuu ym. 2008.) On kuitenkin muistettava, ettei pintavalutuskenttää tai muitakaan vesiensuojeluratkaisuja voi sijoittaa luonnontilaiselle suolle, jos kyseessä on metsälain 10 §:n tarkoittama erityisen arvokas elinympäristö (Laki kestävän metsätalouden rahoituksesta 1094 / 1996; Metsälaki 1093 / 1996).

3.2 Kosteikot

Kosteikolla tarkoitetaan aluetta, joka sisältää syvänteen ja matalan veden osan. Kosteikko on runsaimman virtaaman aikana jopa veden peitossa ja muuna aikana se säilyy märkänä ja kosteana. Laskeutusaltaan ja pintavalutuskentän yhdistelmää voidaan pitää rakennettuna kosteikkona. (Joensuu ym. 2007; Joensuu ym. 2008.) Kosteikon ja pintavalutuskentän välinen ero ei aina ole täysin yksiselitteinen. Asiantuntijoidenkaan näkemykset eivät välttämättä

ole yhteneväisiä. Kirjallisuudessa saatetaan lisäksi puhua yleisesti suoja-
vyöhykkeistä, jolloin kyseessä saattaa olla myös kosteikko tai pintavalutus-
kenttä.

3.3 Virtaamanhallinta

Veden virtausnopeuden hidastaminen ojissa vähentää eroosioriskiä ja sitä
kautta kiintoaineksen ja sen mukana kulkeutuvien ravinteiden huuhtoumaa.
Virtaamaa voidaan säätää rakentamalla pohja- tai virtaamansäätöpatoja. Poh-
japato voidaan rakentaa kivistä, puusta tai muusta materiaalista. Kun pohjapa-
toja on useita peräkkäin, voidaan puhua pohjapatosarjasta.

Settipato on esimerkiksi tierummun tai laskeutusaltaan yhteyteen rakennettu
veden virtaaman ja korkeuden säätöpato. Se on metallista tai muovista val-
mistettu kehikko, jossa veden virtausta ja padotusta säädetään virtaussuun-
taan nähden poikittain asetettujen lankkujen tai levyjen avulla. (Joensuu ym.
2007.)

Virtaamansäätöön voidaan käyttää myös putkipatoja, joiden tarkoituksena on
tilapäisten virtaamapiikkien hallinta. Putkipato on ojaan sijoitettu tierumpua
muistuttava rakenne, jossa läpimenoputkena käytetään 200 mm:n muoviput-
kea. Mitoitus säädetään kulmajatkeen avulla. Putkipato mitoitetaan siten, että
kasvukauden aikainen riittävä kuivatusteho säilyy. Padon yläpuolella on oltava
riittävästi varastotilavuutta siten, että kevättulvan aikaiset vedet voivat varas-
toitua ojastoon ja tulvia tarvittaessa myös metsämaalle. Putkipato on uusi ve-
siensuojeluratkaisu, jonka käytöstä on saatu lupaavia tuloksia (Marttila ym.
2010).

3.4 Muut

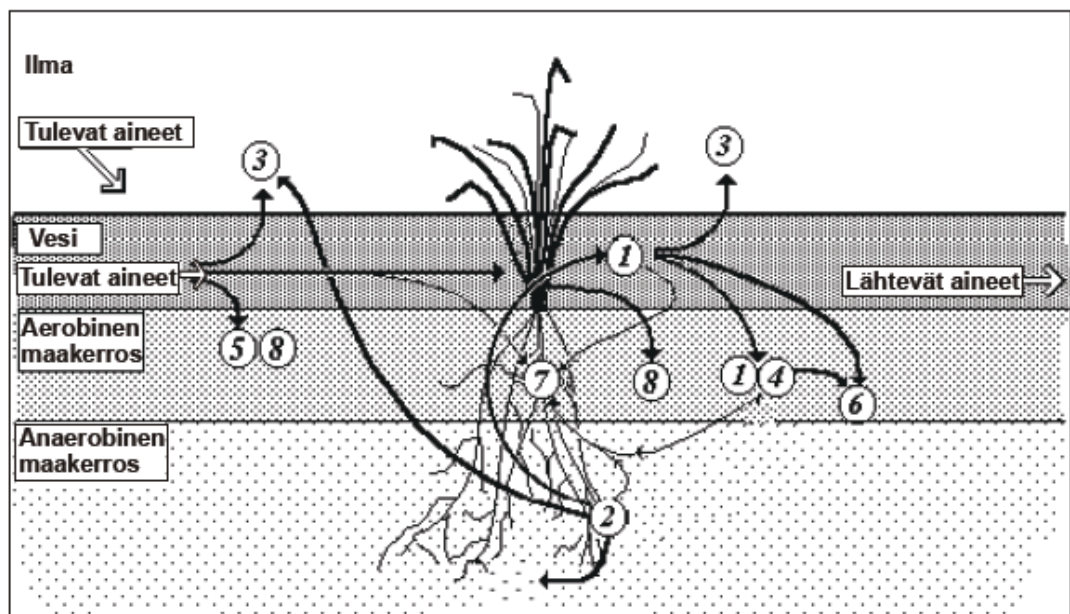
Kunnostusojituksen yhteydessä ojiin voidaan jättää kaivu- ja perkauskatkoja.
Kaivukatkon (pituus vähintään 20 m) jälkeen vesi palautuu pintavalutuksena
takaisin ojaan. Yksittäisiin sarkaojiin kaivetut lietekuopat (tilavuus 1-2 m³, noin
100 m välein) pidättävät kiintoainesta.

Laskeutusaltaat vähentävät valumaveden kiintoainesta ja siihen sitoutuneita
ravinteita. Altaat keräävät parhaiten karkeaa tai keskikarkeaa kivennäismaa-

ainesta kuten hietaa ja hiekkaa. Veden viipymä altaassa tulisi olla vähintään 1 tunti. Allaspinta-alan tulisi olla 3-8 m² / valuma-aluehehtaari ja lietetilavuuden 2-5 m³ /valuma-aluehehtaari. (Joensuu ym. 2007.)

4 Ravinteiden pidättymismekanismit

Kuviossa 1 on esitetty prosessit, jotka johtavat ravinteiden pidättymiseen kosteikossa. Prosessit ovat hyvin samankaltaisia myös pintavalutuskentällä. Ravinteiden pidättymismekanismeja on selostettu tarkemmin seuraavissa kappaleissa.



Numeroiden selitykset:

1. Ammoniumtypen hapettuminen nitraatiksi (nitrifikaatio)
2. ja 3. Nitraattityypin pelkistyminen ilmakehään haihtuvaksi typpikaasuksi (denitrifikaatio)
4. Liuenneen fosforin sitoutuminen maaperään
5. Kiintoaineen ja siihen sitoutuneen fosforin sedimentoituminen
6. Liuenneen fosforin sitoutuminen vedessä oleviin, sedimentoituviin kiintoainehiukkasiin
7. Ravinteiden kerääntyminen kasvavaan biomassaan
8. Ravinnepitoisen, tulevan veden sisältämän tai kosteikon kuolleesta biomassasta muodostuvan orgaanisen aineen laskeutuminen kosteikon pohjalle.

(lähde: <http://www.reid-crowther.com/info/centre/tp/wetland.htm>)

KUVIO 1. Ravinteita pidättävät prosessit kosteikossa (Puustinen ym. 2001).

4.1 Kiintoaine

Kiintoaineksen pidättyminen tapahtuu sedimentoitumalla kosteikon pohjalle tai pintavalutuskentälle. Laskeutumiseen vaikuttavat suuresti veden virtausnope-

us ja sitä kautta viipymä sekä kulkeutuvan maa-aineksen ominaisuudet. Helpoimmin laskeutuvat karkeimmat hiukkaset. (Puustinen ym. 2001.) Turve on erittäin huokoista materiaalia, sillä huokosten osuus tilavuudesta on 90–97 %. Huokoisuutensa ansiosta turve on hyvä kiintoaineen sitoja. Vesi virtaa pääasiassa turpeen pintakerroksessa. (Silvan ym. 2003.)

Kasvillisuus hidastaa virtausnopeutta ja toimii lisäksi kiintoaineen tarttumispintana. Kosteikossa pohjan läheisen makrofytyttikasvillisuuden on todettu lisäävän myös hienoaineksen kuten saven sedimentoitumista. Lisäksi kasvien pintaan tarttuessaan hiukkaset muodostavat suurempia muruja, jotka putoavat kosteikon pohjalle. (Puustinen ym. 2001.)

4.2 Fosfori

4.2.1 Kemiallinen pidättyminen kivennäismaassa

Humuskerroksen fosforinpidätyskyky on hyvin heikko, käytännössä merkityksetön. Humuksessa fosforia pidättyy lähinnä biologisesti kasveihin ja mikrobeihin. (Väänänen ym. 2007.) Humuskerros voi kuitenkin toimia huuhtoutumisen hidastajana ja siten antaa lisää aikaa muille pidättymisprosesseille (Väänänen 2008).

Kemiallinen pidättyminen on sidoksissa raudan ja alumiinin pitoisuuksiin, jotka ovat humuksessa vähäiset. Hakkuun seurauksena liukoisen fosforin määrä lisääntyy ja lisäksi fosforin kanssa sitoutumispaikoista kilpailevien orgaanisten ja epäorgaanisten anionien määrä lisääntyy. Hakkuiden ja lumien sulamisen aiheuttama pohjaveden pinnan kohoaminen johtaa myös rautapitoisuuden alenemiseen. Kaikkien näiden tekijöiden seurauksena humuksen fosforinpidätyskyky heikkenee entisestään. (Väänänen ym. 2007, 601–602; 608.)

Kemiallinen pidättyminen vaatii kosketuksen pidätyskykyiseen maa-ainekseen. Kun valumavesi suodattuu B-horisonttiin eli podsolimaannoksen rikastumiskerrokseen asti, fosforin pidättyminen on voimakasta. Tämä on seurausta rauta- ja alumiinioksidien ja –hydroksidien saostumisesta kyseiseen kerrokseen. Rautafosfaatti on alumiinifosfaattia hallitsevampi fraktio ja se on myös pysyvämpi muoto. (Väänänen ym. 2008a.) Kivennäismaan rikastumis-

kerrokseen fosforia voi pidätyä jopa useita satoja kiloja hehtaarille (Nieminen ym. 2008).

Runsaan pidättymisen vuoksi maaliuoksen fosforikonsentraatio on B-horisontissa alhainen. Väänänen (2008a) havaitsi helppoliukoisen fosforin osuudeksi O-horisontissa eli orgaanisessa pintakerroksessa 30 %, E-horisontissa eli huuhtoutumiskerroksessa 5 % ja tätä syvemmällä vain alle 0.5 %. Fosforin kyllästysaste oli alhainen kaikissa kerroksissa. Fosforin pidättymisen lisääntyä maaliuoksen fosforipitoisuuden kasvaessa.

O- ja E-horisonttien kemiallinen fosforinpidätyskyky on täysin merkityksetön luonnossa normaalisti esiintyvillä pitoisuuksilla. Moreenimaissa keskimääräinen fosforipitoisuus on 750 µg/g. B-horisontin fosforinpidätyskyky on niin suuri, että avohakkuun vaikutus siihen on merkityksetön. (Väänänen ym. 2008a.) Väänäsen ym. (2008b) tutkimuksessa B-horisontin fosforinpidätyskyky oli yli 100-kertainen verrattuna siihen, mitä avohakkuun jälkeen vapautuu.

Kosteikossa fosforin kemiallista pidättymistä edistävät maa-aineksen suuret alumiini- ja rautapitoisuudet sekä alhainen fosforipitoisuus. Myös happamuus ja hapelliset olosuhteet tehostavat pidättymistä. Veden fosforipitoisuuden ja maa-ainekseen sitoutuneen fosforin välillä on tietty tasapainotila ja siten kosteikko voi toimia myös fosforin kuormituslähteenä, mikäli tulevan veden fosforipitoisuus on hyvin alhainen. (Puustinen ym. 2001.)

4.2.2 Mikrobit

Turvemaalla mikrobiaktiivisuus kasvaa ravinteiden lisääntyessä. Turvemaalla hiiltä on yleensä runsaasti, mutta typpi tai fosfori yleensä rajoittaa mikrobien kasvua. Luonnontilaisilla soilla pintaturpeen mikrobit voivat varastoida fosfaatin lisäksi nitraattia. Saksassa tehdyssä tutkimuksessa havaittiin, että C-, N- ja P-lisäyksen seurauksena kyseisiä ravinteita varastoitui mikrobeihin myös savimaalla. Siten voidaan olettaa, että ilmiö toimii hyvin erilaisilla maalajeilla. Jos siis hiiltä on riittävästi saatavilla, mikrobit voivat pidättää typpeä ja fosforia hyvin erilaisilla mailla. (Silvan ym. 2003.)

Mikrobit pidättävät fosforia tehokkaimmin turpeen hapellisessa pintakerroksessa, jossa mikrobiitiheys on suurin ja hajotus tehokkainta. Mikrobien fosfori-

tarve tulee kuitenkin nopeasti tyydytetyksi ja lisäksi vedenpinnan nousu vähentää mikrobien osuutta fosforin sitojina. Koska bakteerien kasvu ja solunjakautuminen on happamalla turvemaalla hidasta, ravinteiden varastoituminen on hitaamman hajoamisen seurauksena mahdollisesti pitempiaikaista verrattuna kivennäismaahan. Osa mikrobeihin varastoituneista ravinteista saattaa lisäksi olla sitoutuneena erityisen hitaasti hajoaviin soluseinärakenteisiin. Kokonaisuutena mikrobien merkitys on kuitenkin vähäinen. (Heikkinen ym. 1994; Silvan ym. 2003; Väänänen ym. 2008b.)

4.2.3 Kasvillisuus

Kasvillisuus toimii lyhytaikaisena fosforin pidättäjänä. Pintakasvillisuuden kuollessa fosfori vapautuu uudelleen suoveteen, jolloin nettopidättyminen on vähäistä. Kasvillisuuden fosforitarve tulee mikrobien tavoin nopeasti tyydytetyksi. Eräässä tutkimuksessa kasvibiomassaan pidättyneen fosforin määrä oli vähentynyt pintavalutuskentän 6 vuotta kestäneen käytön aikana. (Heikkinen ym. 1994.) Toisessa tutkimuksessa 72 % kasvuun käytetystä fosforista oli peräisin kosteikon pohjasedimentistä, joten kasvillisuus ei hyödynnä tehokkaasti valumaveden ravinteita (Puustinen ym. 2001).

P-isotooppitutkimuksessa kasvien aktiivisuus oli suurempi kuin turpeen. Kuitenkin turpeeseen oli sitoutunut suhteellisesti suurempi osuus lisätystä merkkiaineesta (kasveja määrällisesti vähemmän). 90 % oli maassa, 3 % kasveissa ja 5 % sammalissa. (Väänänen ym. 2008b.) Pintavalutuksen on kuitenkin havaittu lisäävän kasvibiomassan määrää ja eräät lajit kuten raate ja jouhisara ovat hyötäneet siitä. Kasvillisuus voi myös kuljettaa happea syvemmälle turpeeseen ja siten estää hapettomista olosuhteista aiheutuvaa fosforin liukenemista. (Heikkinen ym. 1994.)

Turvemaalle rakennetussa kosteikossa pintakasvillisuus saattaa hyödyntää tehokkaasti vapautuneen kasvutilan, jolloin kasvibiomassan määrä lisääntyy. Sarojen, heinien ja ruohojen runsastuminen lisää myös ravinteiden pidättymistä kasvillisuuteen. Tutkimuksissa on havaittu, että etenkin tupasvillan (*Eriophorum vaginatum*) maanalaiset ja kuolleet kasvinosat voivat varastoida tehokkaasti fosforia ja typpeä. Näiden hajoaminen on hidasta, joten niiden biomassassa kasvaa vuosittain. (Silvan ym. 2004.)

4.2.4 Kemiallinen pidättyminen turpeeseen

Turvemaalla merkittävin pitkän aikavälin fosforin pidättymismekanismi on kemiallinen sitoutuminen turpeeseen. Turpeen alumiini-, rauta- ja kalsiumpitoisuudet ovat ratkaisevia fosforinpidätyskyvyn kannalta. (Heikkinen ym. 1994.)

Koska turvemaiden alumiini ja rauta ovat pääasiassa kulkeutuneet ympäröiviltä kivennäismailta, on kivennäismaata alempana sijaitsevilla turvemailla yleensä enemmän rautaa ja alumiinia kuin keskustavaikutteisilla kohosoilla. Usein mäntyvaltaiset suot ovat alumiini- ja rautaköyhiä, kun taas kuusivaltaisilla soilla rautaa ja alumiinia voi olla paljon. Näin ei kuitenkaan ole aina, vaan turvekerroksen fosforinpidätyskyvyssä on suurta vaihtelua (taulukko 1). Lisäksi turpeen rauta- ja alumiinipitoisuudet ovat usein vain murto-osan kivennäismaan rikastumiskerroksen pitoisuuksista (Nieminen ym. 2008, 10.)

TAULUKKO 1. Pintaturpeen (0-15 cm) maksimaalinen fosforinpidätyskyky 20 eri ojitusalueella (Nieminen ym. 2008, 10).

Suotyyppi	Fosforinpidätyskyky kg/ha
Lettoräme	184
Ruoho- ja heinäkorpi	15
Ruohoinen sararäme	17
Ruohoinen sarakorpi	29
Ruohoinen saraneva	43
Ruohoinen sarakorpi	104
Mustikkakorpi	21
Mustikkakorpi	16
Varsinainen sararäme	0
Varsinainen sararäme	200
Varsinainen saraneva	161
Pallosararäme	2
Korpiräme	0
Isovarpuräme	3
Isovarpuräme	27
Tupasvillaräme	1
Tupasvillaräme	8
Lyhytkorsiräme	24
Lyhytkorsineva	32
Rahkaneva - Tupasvillaräme	3

Fosfaattifosforin kemiallinen sitoutuminen turpeeseen on tehokkainta hapellisissa olosuhteissa eli turpeen pintakerroksessa. Pintaturpeen happitilanne on parhaimmillaan kesän kuivina kausina. Veden johtaminen pintavalutuskentälle puolestaan aiheuttaa alemmissa turvekerroksissa anaerobiset olosuhteet, jolloin fosfaattifosforia voi liueta takaisin suoveteen. Toisaalta hapettomissa olosuhteissa syvemmältä liukeneva rauta voi saostua turpeen pintaosiin ja siten edistää fosforin pidättymistä siihen. (Heikkinen ym. 1994.) Pintakerroksen pidätyskykyä voi lisätä myös ylempää huuhtoutuneen kiintoaineksen sedimentoituminen (Väänänen ym. 2008b). Turpeen fosforinpidätyskyky on kuitenkin rajallinen. Lisäksi suurin osa vuotuisesta fosforihuuhtoumasta tapahtuu kasvukauden ulkopuolella.

Järvisedimentistä fosforia liukenee veteen, kun veden happipitoisuus on alle 2 mg/l. Turpeen happipitoisuudessa on havaittu merkittävää ajallista ja paikallista vaihtelua. Yleisesti ottaen tehokkain fosforin pidättyminen tapahtuu turpeen ylimmässä 15 cm:n kerroksessa. Fosfaattifosforia voi vapautua suoveteen myös turpeen jäätyessä ja sulaessa. (Heikkinen ym. 1994.) Turpeen fosforinpidätyskyky heikkenee avohakkuun seurauksena (Väänänen 2008b).

Fosfaattifosforin kemiallinen pidättyminen turpeeseen on tasapainoreaktio turpeeseen pidättyneen ja vedessä vapaana olevan fosfaattifosforin välillä. Periaatteessa hyvin alhaisilla valumaveden fosfaattifosforipitoisuuksilla voi tapahtua nettohuuhtoumaa. (Heikkinen ym. 1994.)

4.3 Typpi

4.3.1 Ammoniumtypen pidättyminen turpeeseen

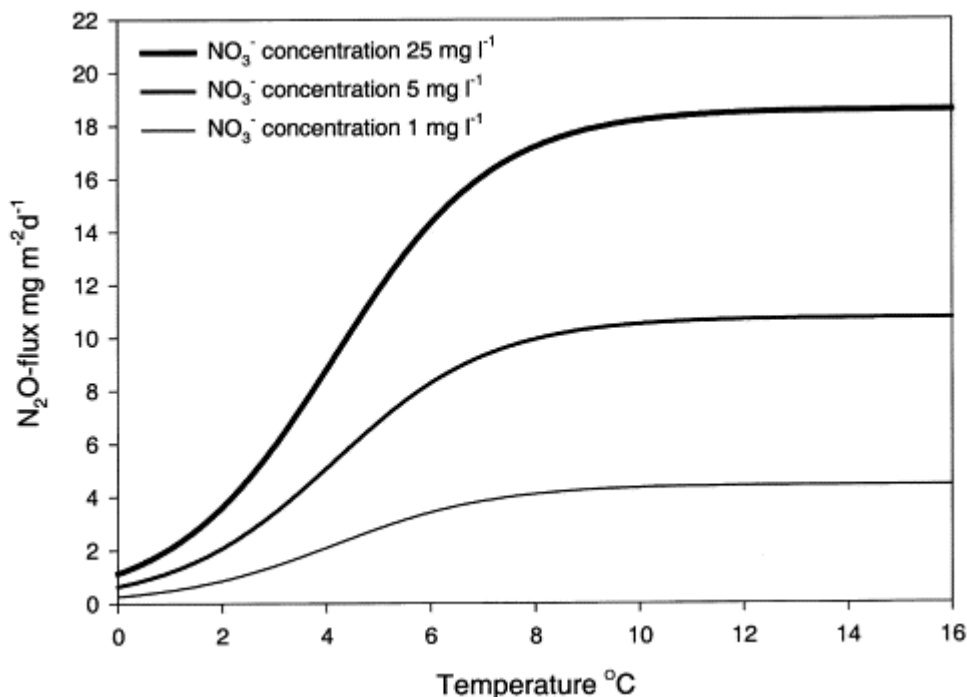
Turpeen ammoniumtypen pidätyskykyä voidaan arvioida kationinvaihtokapasiteetin perusteella. Eräässä tutkimuksessa arvioitiin, että vain noin 5 % turpeen kationinvaihtokapasiteetista on NH_4^+ :n käytettävissä. Turpeen ammoniumtypen pidätyskyky on suurimmillaan hapellisessa 0-15 cm:n turvekerroksessa, mutta se on varsin rajallinen. Tutkimuksessa arvioitiin, että pintavalutuskentän kapasiteetti olisi riittänyt pidättämään havaittua NH_4^+ -kuormitusta vain vajaan puolen vuoden ajan, mikäli havaittu poistuma olisi perustunut pelkästään kemialliseen sitoutumiseen. (Heikkinen ym. 1994.)

4.3.2 Denitrifikaatio

Denitrifikaatio on tärkein epäorgaanisen typen poistumiseen johtava prosessi pintavalutuskentällä (Heikkinen ym. 1994). Denitrifikaatiota on havaittu 0-30 °C lämpötiloissa pH-optimin ollessa 6,5–8,0 (Puustinen ym. 2001). Denitrifikaatio on hidasta, jos pH on alle 5,5 ja lämpötila alle 10 °C. Kesä- ja heinäkuussa denitrifikaatio voi kuitenkin selittää 72 % ja 58 % havaitusta nitraattitypen poistumasta.

Jotta typpeä voisi poistua denitrifikaation seurauksena, on turpeessa oltava sekä hapellisia että hapettomia olosuhteita. Nitraatin muodostuminen ammoniumista (nitrifikaatio) vaatii happea ja denitrifikaatio puolestaan hapettomat olosuhteet. Turpeen hapellisessa pintakerroksessa voi olla myös hapettomia mikroympäristöjä, jolloin denitrifikaatio on mahdollinen. Denitrifikaatiobakteerit vaativat toimiakseen myös helposti hajoavia orgaanisia yhdisteitä kuten kasvien jätteitä. (Heikkinen ym. 1994.)

Denitrifikaatio on anaerobinen mikrobiologinen prosessi. Denitrifikaatiossa nitraatti pelkistyy kaasumaisiksi typpiyhdisteiksi (N_2O ja N_2). Dityppioksidia (N_2O) voi vapautua myös nitrifikaatiossa eli NH_4 :n hapettuessa nitraatiksi. Erään tutkimuksen mukaan jopa 35 % maatalousmaan N_2O -päästöistä on peräisin nitrifikaatiosta. (Silvan ym. 2002.) Silvanin ym. (2002) mukaan lämpötilan nousu yli +10 °C ei enää nopeuta denitrifikaatiota. Sen sijaan potentiaallinen N_2O -päästö lisääntyi vielä nitraattipitoisuuden ollessa 25 mg/l (kuvio 2).



KUVIO 2. N₂O:n haihtuminen ilman lämpötilan ja turpeeseen sitoutuneen veden eri NO₃⁻-pitoisuuksien funktiona (Silvan ym. 2002).

Talvella N₂O-päästö oli 33 % vuotuisesta kokonaispäästöstä, joten denitrifikaatio hidastui selvästi talvella. Hapettomassa ja happamassa turvemaassa olosuhteet ovat denitrifikaation kannalta suotuisat. Turvemaalla ei myöskään ole puutetta hiilestä, mikä muutoin olisi denitrifikaatiota rajoittava tekijä. Myös kosteikossa denitrifikaatiobakteereiden aktiivisuuteen vaikuttavat orgaanisen aineksen määrä, nitraattipitoisuus, happiolosuhteet, lämpötila, pH ja veden viipymä kosteikolla (Puustinen ym. 2001).

Luonnontilainen tai ennallistettu suo voi olla merkittävä kasvihuonekaasupäästöjen lähde. Tällaisten alueiden käyttö vesiensuojelutarkoituksiin on kuitenkin pienialaista ja toisaalta sitä kautta voidaan välttää monia haitallisia vesistövaikutuksia. (Silvan ym. 2002.)

4.3.3 Kasvillisuuden merkitys

Happamilla ja kosteilla mailla kasvavat kasvit käyttävät NH₄-tyyppiä mieluummin kuin NO₃-tyyppiä. Suurin osa suoveteen liuenneesta tyypestä onkin NH₄-muodossa, kun pH on alle 7. Kasvillisuuteen tyyppiä pidättyy vain lyhytaikaisesti. Eräässä tutkimuksessa havaittiin, että 6 vuoden aikana pintavalutusken-

tälle pidättyneestä tyydestä vain 4 % oli pidättynyt kasvillisuuteen. (Heikkinen ym. 1994.)

5 Pintavalutuskenttien ja suojavyöhykkeiden toimivuus

5.1 Toimivuuteen vaikuttavia tekijöitä

Edellä esitetyistä vesiensuojelumenetelmistä vain pintavalutuskentät ja kosteikot voivat pidättää merkittäviä määriä liukoisia ravinteita, minkä vuoksi tässä keskitytään niiden toimivuuteen. Myös virtaamansäädöllä voi olla huomattavaa merkitystä, koska ravinnehuuhtoumien ja virtaaman välillä on kiinteä yhteys.

Tärkeitä tekijöitä ovat kosteikon, pintavalutuskentän tai suojavyöhykkeen pinta-ala suhteessa valuma-alueen pinta-alaan, tehokas virtausala (hydrologinen tehokkuus) sekä virtausnopeus ja veden viipymä (Ronkanen 2009). Valuma-alueen pinta-ala on yhteydessä kosteikolle tulevaan vesimäärään. Hydrologinen kuormitus ei saa olla liian suuri, sillä se määrää myös pääasiassa vedenpinnan korkeuden pintavalutuskentällä. Vedenpinnan korkeus taas määrittää turpeen happipitoisuuden, joka vaikuttaa puhdistumisprosessien toteutumiseen. Hapekkainta turve on vedenpinnan yläpuolella, ja sen alapuolella happipitoisuus laskee voimakkaasti. (Heikkinen ym. 1994, 66–67.)

Kun kentän koko on suuri ja hydrologinen kuormitus alhainen, suhteellinen kuormitus on vähäisempää ja mikrobiologinen kuten muutkin Nielut ovat suuremmat. Suuri hydrologinen kuormitus johtaa helposti myös oikovirtausten muodostumiseen etenkin aikaisin keväällä tai myöhään syksyllä. (Väänänen ym. 2008b.)

Yleisesti suositellaan, että metsätaloudessa pintavalutuskentän tulee olla vähintään 1 % yläpuolisen valuma-alueen pinta-alasta, jolloin se pidättää tehokkaasti kiintoainesta (Joensuu ym. 2007). Maatalouden rakennetuissa kosteikoissa pinta-alasuhteen vähimmäissuositus on puolestaan 2 %. Silti pienemmätkin kosteikot voivat olla hyödyllisiä etenkin karkeita maalajeja sisältävillä alueilla. Lisäksi valuma-alueelle voidaan sijoittaa useita pienempiä kosteikkoja, jolloin yksittäisen kosteikon pinta-alasuhte voi olla vähemmän kuin 2

%. (Koskiaho 2006, 59.) Tämä voidaan toteuttaa esimerkiksi ohjaamalla osa valumavesistä eri kohteisiin. Koska pinta-ala ei ole ainut tehokkuuteen vaikuttava tekijä, pieniäkin suojavyöhykkeitä kannattaa perustaa, koska ne voivat olla tehokkaita fosforikuormituksen vähentäjiä (Väänänen 2008).

Kosteikon tai pintavalutuskentän keskeinen mitoitusparametri on alueen pinta-alan suhde yläpuolisen valuma-alueen pinta-alaan eli käytännössä kosteikolle tuleva vesimäärä. Tämän ohella on kuitenkin tärkeää tarkastella tehokasta virtausalaa, mikä tarkoittaa sitä osuutta kentän pinta-alasta, jolle tuleva vesi leviää. Ronkanen (2009) selvitti veden jakautumista kahdella turvetuotannon pintavalutuskentällä ja kahdella yhdyskuntajätevesien jälkikäsittelykosteikolla. Kaikissa kohteissa vesi jakaantui kentälle epätasaisesti. Tehokkaat virtausalat olivat kesä kautena 30–50 % kosteikon pinta-alasta. Mitä pienempi on tehokas virtausala, sitä suurempi on kentän uomittumisen riski. Uomittumisen ja oikovirtausten seurauksena tehokas virtausala voi ajan kuluessa entisestään pienentyä. Tämän seurauksena myös kentän käyttöikä voi lyhentyä.

Tehokkaan virtausalan suuruuteen voidaan vaikuttaa esimerkiksi kentän yläpuolisen jako-ojan rakenteella. Eräällä pintavalutuskentällä tehokas virtausala kasvoi noin 25 %, kun jako-ojaa pidennettiin noin 70 %. (Ronkanen 2009.) Tehokasta virtausalaa voidaan kasvattaa myös muotoilemalla virtausreittiä. Pitkänomainen virtausreitti on hydrologisesti tehokas, joskin liian pitkällä reitillä virtausnopeus kasvaa liiaksi.

Kosteikon suositeltava pituus-leveyssuhde on 5:1. Pitkä virtausreitti ei välttämättä tarkoita suurta yhtenäistä allasta, vaan se voidaan saavuttaa myös kannasten tai saarekkeiden avulla, mikä parantaa lisäksi maisemallisia arvoja. Hydrologista tehokkuutta parantaa myös alkupäähän kaivettava syvämpi, pysyvästi avovesipintainen allas, joka lisää varastotilavuutta ja tasoittaa siten tulvahuippuja. Veden ulospurkautumista voidaan myös rajoittaa patorakenteilla, jolloin vesi levittäytyy laajemmalle alueelle ja viipyy kosteikossa pidempään. (Koskiaho 2006, 60–61.)

Veden virtausnopeus ja virtausvyvyys ovat merkittäviä tekijöitä kentän toimivuuden kannalta. Jos virtaus on nopeaa ja suurimmaksi osaksi pintavirtausta, turpeen ja veden kontakti on vähäistä ja puhdistustehokkuus heikkenee (Heik-

kinen ym. 1994, 66; Ronkanen 2009). Perinteisesti kosteikkosuunnittelussa on määritetty potentiaalinen viipymä, joka saadaan jakamalla kosteikon vesitilavuus keskivirtaamalla. Käytännössä turvekosteikon vesitilavuuden määrittäminen on kuitenkin lähes mahdotonta. Yhden pintavalutuskentän ja kahden kosteikon merkkiainemittauksin määritetyt keskimääräiset viipymät olivat 8-50 % laskennallisista potentiaalisista viipymistä. Tällä perusteella potentiaalinen viipymä näyttäisi soveltuvan melko huonosti turvekosteikon suunnittelun lähtökohdaksi. (Ronkanen 2009.)

Maanpinnan kasvipeitteen tiheys hidastaa veden virtausta, jolloin mm. kiintoaineen pidätyminen tehostuu. Kasvillisuus vähentää myös oikovirtausten muodostumista. Mättäisyys puolestaan lisää hapettoman ja hapellisen kerroksen rajakohtia turpeessa. Tämä edistää valumavesien puhdistumista, sillä tärkeimmät epäorgaanisen typen ja fosforin poistoprosessit hyötyvät hapellisten ja hapettomien olosuhteiden vaihtelusta. (Heikkinen ym. 1994, 66–67.)

Maatuneisuusaste ja turvelaji määrittävät turpeen kemiallisen koostumuksen ja sen rakenteen (Mikkonen 2003, 21). Hyvä kentän turvelaji on rahkaturve, jossa on seassa saraturvetta (Heikkinen ym. 1994, 65). Myös turpeen fosforinpidätyskyky tulisi olla yksi huomioitava kriteeri tehokkaita suojavyöhykkeitä suunniteltaessa. (Väänänen ym. 2008b.)

Maatuneisuusasteen kasvaminen heikentää turpeen vedenjohtavuutta (Päivänen 1973, 20). Kun suoalue on ojitettu, hapellisen kerroksen paksuus on lisääntynyt. Tällöin turve on ollut tehokkaamman, hapellisissa oloissa tapahtuvan hajotuksen kohteena, jolloin siitä on tullut myös maatuneempaa ja tiivistyneempää (Laine ym. 2002, 83–84). Ojitetuilla alueilla virtauskerros turpeessa voi tästä syystä olla luonnontilaista suota ohuempi. Toisaalta Heikkinen ym. (1994, 65) toteavat, että ravinteet pidätyvät turpeeseen pääasiassa ylimmän 15 cm:n kerroksessa, joten turpeen virtauskerroksen ohenemisella ei välttämättä ole kovin suurta vaikutusta ravinteiden pidätymiseen. (Postila 2007.)

Silvanin ym. (2005) tutkimuksessa havaittiin, että suojavyöhykkeelle lisätty nitraatti pidättyi varsin pienelle alueelle suojavyöhykkeen yläosaan, kun taas fosfaattia kertyi huomattavasti laajemmalle koko suojavyöhykkeen alueelle.

Tällä perusteella näyttäisi siltä, että fosfaatin tehokkaaseen pidättymiseen vaaditaan huomattavasti laajempi alue nitraattiin verrattuna.

Koska kosteikkoa tai pintavalutuskenttää varten ei välttämättä löydy ojittamatonta suoaluetta, on niitä tarpeen perustaa myös entisille ojitusalueille. Oikovirtausten estämiseksi ojien tukkiminen on usein tarpeen ja ojituksen aiheuttama pintaturpeen tiivistyminen heikentää turpeen vedenläpäisykykyä. Ojittamattoman suon pintavalutuskentän mitoitusohjeet eivät sellaisenaan sovellu ojitetulle suolle. On myös tarpeen selvittää, voitaisiinko kosteikon toimintaa parantaa erilaisten sorptiomateriaalien tai muiden pidättymistä tehostavien ratkaisujen kuten veden alumiinilisäyksen avulla. (Postila ym. 2009.)

5.2 Tutkimustuloksia toimivuudesta

Pintavalutuskenttien ja erilaisten suojavyöhykkeiden toimivuudesta ravinteiden pidättäjinä on saatu vaihtelevia tuloksia. Silvan ym. (2005) osoittivat tutkimuksessaan, että ennallistettu turvemaasuojavyöhyke pidatti tehokkaasti sekä lisätyn nitraattitypen että fosfaattifosforin. Suojavyöhykkeen pinta-ala oli noin 0,5 ha, mikä oli noin 15–25 % yläpuolisen valuma-alueen koosta. Alueen turvekerroksen paksuus oli yli 2 m. Suojavyöhykkeelle tulevaan veteen lisättiin kesä-heinäkuun aikana nitraattia ja fosfaattia siten, että määrä vastasi yhteensä 90 kg N/ha ja 30 kg P/ha. Ravinteiden pidättymistä seurattiin seuraavan kolmen vuoden ajan, ja kyseisellä jaksolla ainoastaan noin 0,5 % lisätystä nitraattitypestä ja noin 7 % lisätystä fosfaattifosforista huuhtoutui suojavyöhykkeeltä.

Vaikka lisätyn fosfaattifosforin huuhtoutuminen suojavyöhykkeeltä oli kolmen vuoden seurantajaksolla kokonaisuudessaan vähäistä, suojavyöhykkeeltä lähtevän veden fosfaattipitoisuus kuitenkin kasvoi asteittain seurantajakson aikana. Siten saattaisi olla odotettavissa, että fosfaattihuuhtouma lisääntyisi tulevaisuudessa pidemmällä aikavälillä. (Silvan ym. 2005.)

Väänänen ym. (2008b) tutkivat kuuden turvemaalle perustetun suojavyöhykkeen fosforinpidätyskykyä lisäyskokeen avulla. Suojavyöhykkeistä 3 oli luonnontilaisia soita ja 3 ojitetuja soita. Pinta-alat olivat 0,09 – 4,9 % yläpuolisen

valuma-alueen pinta-alasta. Suojavyöhykkeille lisättiin kasvukauden eri aikoina fosfaattifosforiliuosta siten, että lisäys oli 10–80 kg P/ha.

Kaksi suurinta suojavyöhykettä pidätti 100 % lisätystä fosforista ja kolmanneksi suurin 94 %. Pienimmistä suojavyöhykkeistä kaksi pidätti 95 % ja kolmas 24 % lisätystä fosforista. Kyseisellä jaksolla hydrologisen kuormituksen vaihteluväli oli 2–152 mm/d. Turpeen fosforinpidätyskyky oli alun perin kohtalainen kolmessa ja hyvä kahdessa kohteessa. Kokeen jälkeen fosforinpidätyskyky heikkeni kolmessa ja säilyi muuttumattomana yhdessä kohteessa. Pidätystehokkuutta paransi alhainen hydrologinen kuormitus. Keväällä ja myöhäissyksyllä pidättyminen ei ollut yhtä tehokasta kuin kasvukauden muina ajankohtina.

Turvetuotantoalueen vesiä käsittelevän Kompsasuon kosteikon todettiin pidättävän ravinteita tehokkaasti vielä 16 käyttövuoden jälkeen. Vuodelta 2002 raportoidut pidätysprosentit olivat kokonaistyyppi 52 %, ammoniumtyppi 94 %, nitraattityppi 57 %, kokonaisfosfori 47 %, fosfaattifosfori 47 % ja kiintoaine 31 %. (Heikkinen ym. 2006.) Heikkisen ym. (1994) mukaan eräällä pintavalutuskentällä puolestaan kokonaisfosforista pidättyi 46–66 % ja fosfaattifosforista 42–64 %.

Kuohattijärven valuma-alueella selvitettiin 13 pintavalutuskentän pidätyskyvyn kehitystä vuosina 1998–2001. Pintavalutuskenttien koot olivat 0,003–4,23 % yläpuolisen valuma-alueen koosta. Mediaanikoko oli 0,1 % ja ainoastaan kaksi kentistä oli suurempia kuin 1 % valuma-alueen koosta. Kentän suhteellisen koon ja pidätystehokkuuden välillä ei havaittu tilastollisesti merkitsevää korrelaatiota. Tyydyttäviä pidätysprosentteja todettiin kentillä, joiden pinta-ala oli yli 0,1 % yläpuolisen valuma-alueen koosta, mutta tyydyttävät tulokset rajoittuivat yksittäisiin havaintokertoihin.

Tutkittujen pintavalutuskenttien todettiin olevan keskimäärin liian pieniä. Vaikka virtaus oli aluksi jakautunut tasaisesti, oikovirtauksia saattoi muodostua jo vuoden kuluttua käyttöönotosta. Suurin osa kohteista oli alun perin ollut mustikkaturvekankaita. Kolmen vuoden kuluessa kasvillisuus oli voimakkaasti muuttunut, esimerkiksi rehevyyttä ilmentävät korpikastikka- ja siniheinäkasvustot olivat runsastuneet. Rehevämpiä suotyyppien todettiin pidättävän fos-

foria karuja soita tehokkaammin. Puuston todettiin kärsineen vain yhdessä kohteessa, jossa vettä virtasi kohtalaisesti myös kesäisin. (Lyytikäinen ym. 2003.)

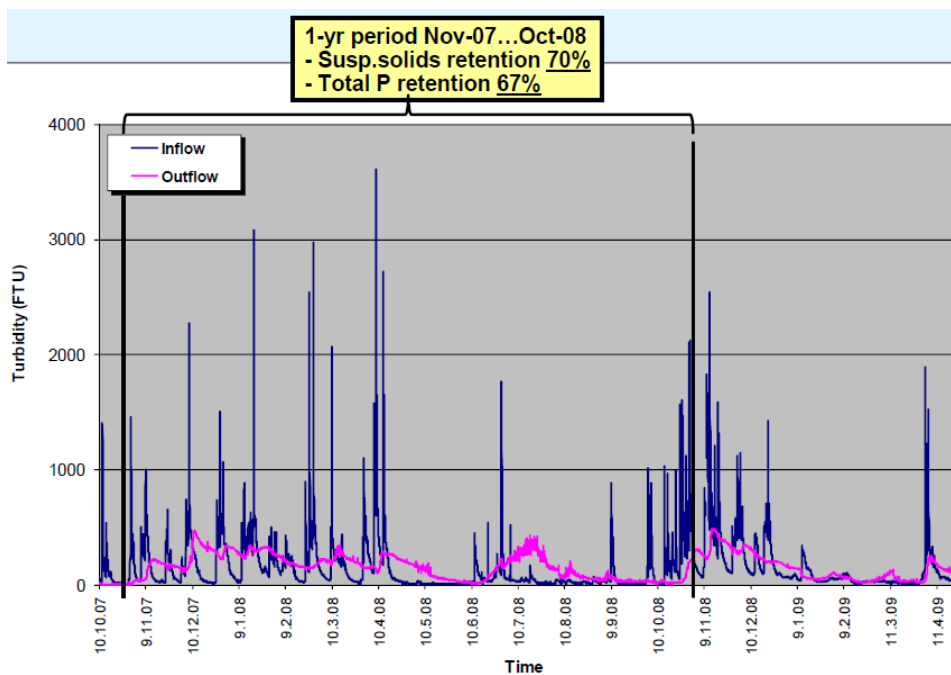
Vuonna 1998 perustetun Hovin kosteikon ravinteiden pidätystehokkuutta on seurattu aktiivisesti. Ravinteiden pidättyminen on ollut varsin tehokasta, eikä se ole kymmenessä vuodessa heikentynyt (taulukko 2). Viimeisin seurantajakso perustuu jatkuvatoimiseen ja automaattiseen näytteenottoon (kuviot 3 ja 4).

TAULUKKO 2. Ravinteiden pidättyminen Hovin kosteikolla kahdella eri seurantajaksolla (Koskiahho 2009c).

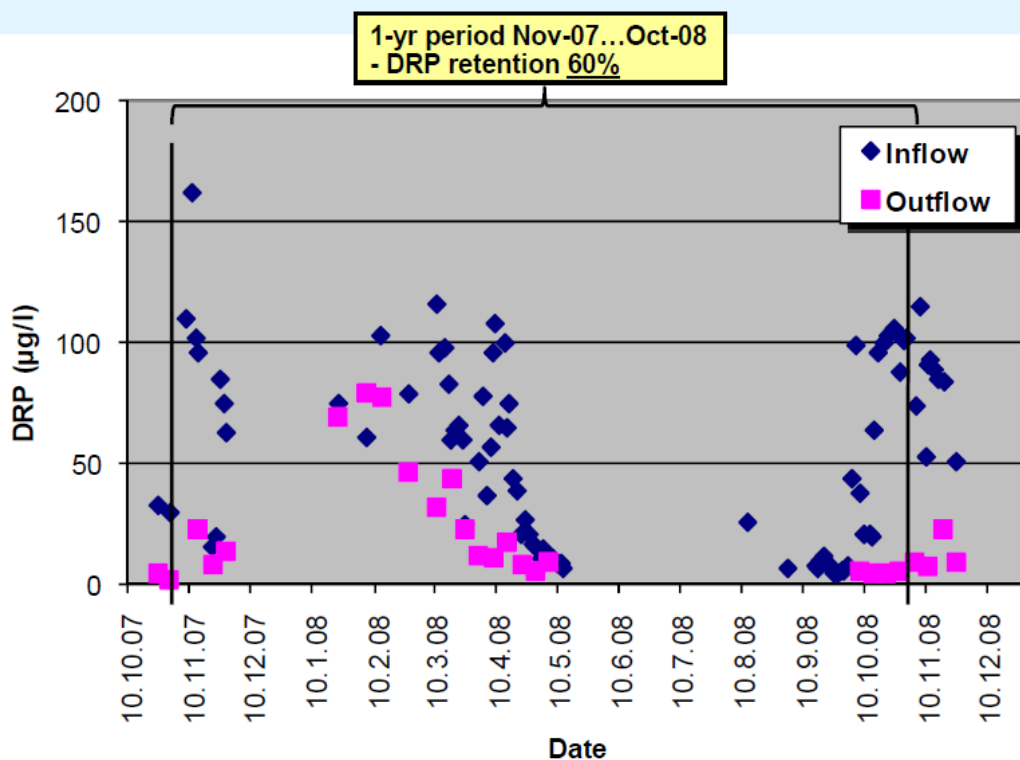
	Kiintoa.	Kok-P	DRP	Kok-N	NO _x -N	NH ₄ -N	NO ₃ -N
5/99-4/00	68 %	62 %	27 %	36 %	35 %	20 %	
11/07-10/08	70 %	67 %	60 %				67 %

DRP=liuennut reaktiivinen fosfori

Hovin kosteikon tehokkuus perustuu riittävään pinta-alaan (5 % yläpuolisen valuma-alueen koosta) ja sijaintiin kuormituslähteen eli peltojen välittömässä läheisyydessä. Lisäksi kosteikon maaperän fosforinpidätyskyky on todettu erinomaiseksi ja kosteikkoon on myös kehittynyt kasvillisuutta, joka edesauttaa ravinteiden pidättymistä. (Koskiahho 2009c.)



KUVIO 3. Tulevan (Inflow) ja lähtevän (Outflow) veden sameus Hovin kosteikolla. Vuoden havaintojaksolla kiintoaineen pidätystehokkuus oli 70 % ja kokonaisfosforin pidätystehokkuus 67 %. (Koskiaho 2009c.)



KUVIO 4. Vuoden seurantajaksolla liuenneen reaktiivisen fosforin (DRP) pidätystehokkuus oli 60 % Hovin kosteikolla (Inflow=tuleva, outflow=lähtevä) (Koskiaho 2009c).

5.3 Kentän käyttöikä

Richardson (1985) havaitsi Houghton Laken aapasuon fosforinpidätyskyvyn vähenevän, kun suolle kohdistunut kokonaisfosforin kumulatiivinen kuormitus oli saavuttanut noin 180 kg/ha tason. (Heikkinen ym. 1994, 29.) Turvepohjais-
ten pintavalutuskenttien käyttöikä on arvioitu 18–20 vuodeksi. (Ronkanen 2008.)

Suojavyöhykkeen ikä vaikuttaa pidätystehokkuuteen. Esimerkiksi vasta perustetuilla suojavyöhykkeillä voi aluksi tapahtua nettohuuhtoumaa. Anaerobisissa olosuhteissa vapautuu aluksi fosforia rautayhdisteistä. Myöhemmin kohteet voivat kuitenkin toimia tehokkaina fosforin pidättäjinä. (Väänänen 2008.)

5.4 Tulvan ja korkean pohjaveden puustovaikutuksista

Eri vuodenaikoina korkealla olevan pohjaveden tai tulvan tiedetään vaikuttavan puuston kasvuun eri tavoin. Yleisesti keväisin huhti-toukokuussa toistuva tulva on varttuneelle puustolle pikemminkin hyödyllinen kuin haitallinen. Tulvan yhteydessä saatava ravinnelisyys saattaa jopa parantaa puiden kasvua. Keväällä alkanut tulva muuttuu haitalliseksi, jos se jatkuu yhtäjaksoisesti kesä-heinäkuuhun. Lyhytaikainen erillinen kesätulva ei vielä johda puuston tuhoutumiseen.

Talvitulvien ei ole havaittu olevan puustolle haitallisia. Heikoimmillaan männyn ja kuusen vedenkestävyys on elo-syyskuussa. (Tuononen ym. 1981.) Jos pohjavesi on korkealla elokuun alusta syyskuun lopulle, kaikki pohjavesipinnan alapuolelle jäävät männyn juuret ilmeisesti tuhoutuvat (Pelkonen 1975).

Eri puulajit kestävät tulvaa ja korkeaa pohjavettä eri tavoin. Lisäksi puiden välillä on yksilöllisiä eroja ja kestävyys vaihtelee myös puuston iän mukaan. Havupuiden ja varpujen lisääntyminen sekä sammalet ja jäkälät kärsivät jo keskimääräistä harvemmin, esimerkiksi muutaman vuoden välein toistuvista tulvista. (Tuononen ym. 1981.)

6 Maa- ja metsätalouden ravinnekuormitus

6.1 Metsätalouden ominaiskuormitusluvut

6.1.1 Fosfori

Viimeisimmät metsätalouden kuormituslaskelmat on tehty MESUVE - projektissa (Kenttämies 2006) sekä Kansallisen metsäohjelman (KMO 2015) laatimisen yhteydessä (Finér ym. 2008). Valtakunnalliset ominaiskuormitusluvut (taulukko 3) perustuvat yksittäisiltä valuma-alueilta usean vuoden aikana saattuihin mittaustuloksiin. Eri tutkimusalueilla määritetyt ominaiskuormitusluvut poikkeavat toisistaan selvästi, eikä syitä toistaiseksi tunneta. Lisäksi kaikille metsätaloustoimenpiteille (esimerkiksi energiapuun korjuu) ei ole voitu määrittellä ominaiskuormituslukuja, koska tutkimustietoa ei ole vielä saatavilla. Keskimääräiseksi taustakuormitukseksi on arvioitu fosforin osalta 0,05 kg/ha/a ja typen puolestaan 1,30 kg/ha/a. (Tattari ym. 2008, 6-8.)

TAULUKKO 3. MESUVE- projektissa ja KMO 2015 - laskelmissa käytetyt eri metsätaloustoimenpiteiden keskimääräiset ominaiskuormitusluvut (kg/ha/a) jaksolla, jolla toimenpiteen vaikutus näkyy. Oletuksena on, että hakkuiden ja ojitusten vaikutus jatkuu 10 vuotta, kangasmaiden typpilannoituksen 2 vuotta ja turvemaiden fosforilannoituksen 5 vuotta. Lisäksi oletetaan, että toimenpiteiden vesiensuojelusta on huolehdittu suositusten mukaisesti. (Tattari ym. 2008.)

	Typpi kg/ha/a		Fosfori kg/ha/a	
	MESUVE	KMO 2015	MESUVE	KMO 2015
Päätehakkuu (auraus ja mätästys)	0,48		0,016	
Päätehakkuu (äestys ja laikutus)	0,75		0,035	
Metsänuudistaminen kangasmaat		0,50		0,025
Metsänuudistaminen turvemaat		1,83		0,042
Ojitus ja kunnostusojitus	2,11		0,161	
Kunnostusojitus		0		0,07
Lannoitus	1,5	1,5	0,23	0,23

1980- ja 1990-luvuilla tehtyjen valuma-aluemittausten perusteella metsävaltaisten alueiden (peltoa < 5 %) ominaiskuormitusluvuiksi määriteltiin 0,09 kg P/ha/a ja 2,5 kg N/ha/a. Näissä kuormitusluvuissa ei ole eroteltu erikseen taustakuormitusta ja metsätaloustoimenpiteiden vaikutuksia. (Vuorenmaa ym. 2002.)

Nykytiedon perusteella ojitettujen mäntyvaltaisten turvemaiden päätehakkuut ovat metsätalouden merkittävimpiä vesistöjen fosforikuormittajia. Mäntyvaltai-

set suot ovat yleensä rauta- ja alumiiniköyhiä kohosoita, jolloin niiden fosforinpidätyskyky on heikko. (Nieminen ym. 2008, 9-10.)

6.1.2 Typpi

Metsämaassa typen niukkuus yleensä rajoittaa perustuotantoa, jolloin kasvillisuus ja eliöstö hyödyntävät tehokkaasti käytettävissä olevan typen. Toisaalta rehevimmillä kasvupaikoilla voi tapahtua myös typen huuhtoutumista. Metsämaalta luontaisesti tulevasta typpikuormituksesta suurin osa on liuenneessa orgaanisessa muodossa. Metsätaloustoimenpiteiden aiheuttama kuormituksen lisäys sen sijaan on lähinnä nitraatti- ja ammoniumtyppeä.

Kivennäismaan suojavyöhykkeillä typpeä pidättyy kemiallisesti maaperään ja lisäksi kasvit ja mikrobit sitovat sitä. Myös denitrifikaatiota voi tapahtua, jolloin typpeä haihtuu ilmakehään. (Laurén ym. 2008, 12.)

6.1.3 Kiintoaine

Merkittävin kiintoainekuormitusta aiheuttava metsätaloustoimenpide on kunnostusojitus. Kunnostusojituksen aiheuttamalle kiintoainekuormitukselle laadittiin ensimmäistä kertaa ominaiskuormitusarvot KMO 2015 laatimisen yhteydessä (taulukko 4). Ominaiskuormitusluku on hyvin karkea arvio, sillä kiintoaineen kulkeutumiseen vaikuttavat mm. kulloisetkin virtausolosuhteet sekä eroosion kohteena olevan maa-aineksen koostumus. Kiintoaineen laadulla ja raekokojakaumalla on lisäksi huomattava merkitys eroosion ja sedimentaation kannalta. (Koivusalo ym. 2008, 16–18.)

TAULUKKO 4. Kunnostusojituksen aiheuttama kiintoaineen ominaiskuormitus, josta on vähennetty vesiensuojelutoimenpiteiden osuus (50 %) (Koivusalo ym. 2008, 16).

Vuotta toimenpiteestä	Kiintoaine kg/ha/a
1	300
2	100
3	80
4	60
5	50
6	40
7	30
8	20
9	10
10	5
Yhteensä kg/ha/10 a	695

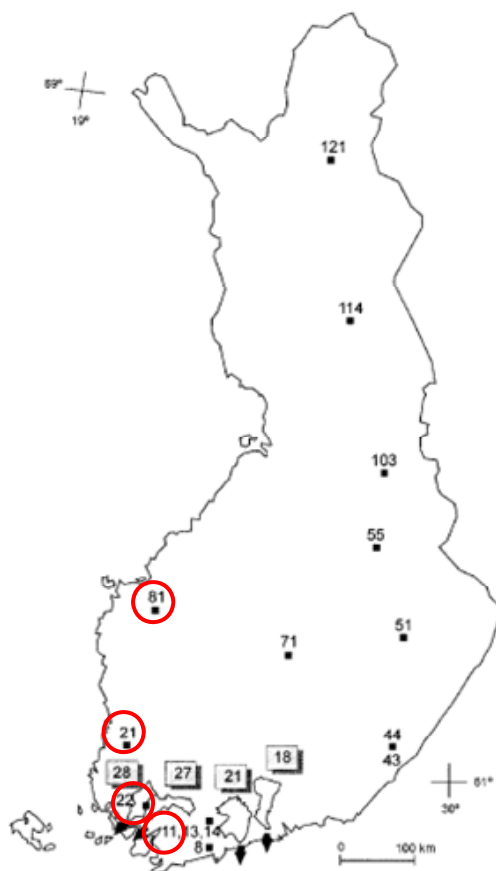
6.2 Maatalouden ominaiskuormitusluvut

Keskimääräiseksi valunnaksi on esitetty 3 000 m³ peltohehtaaria kohti vuodessa ja tästä alle 10 % tapahtuu kasvukaudella. Siten yli 90 % vuotuisesta ravinnekuormituksesta ajoittuu kasvukauden ulkopuolelle.

Pääosa huuhtoutuvasta tpeestä on liukoisessa nitraattimuodossa. Pääosa huuhtoumasta on salaojavaluntaa, jyrkillä pelloilla kuitenkin pintavaluntaa. Suurimman huuhtoutumisriskin aiheuttaa lannoitteiden pintalevitys. Normaalisti satokaudella viljelykasvit hyödyntävät 60–80 % lannoitetypestä, heikompana vuonna kenties vain 40 %. Kasvukaudella käyttämätön lannoitetyppi sitoutuu maaperään orgaaniseksi typeksi, mutta kasvukauden päätyttyä se mineralisoituu epäorgaaniseen muotoon ja on altis huuhtoutumaan. Keskimääräinen typen vuosihuuhtouma on 15–18 kg peltohehtaarilta.

Fosforin vuosihuuhtouma on keskimäärin 1,1–1,2 kg peltohehtaarilta. (Peltonen ja Harmonen 2009, 88–90.) Tästä valtaosa eli noin 75 % on kiintoaineeseen sitoutuneena (Puustinen ym. 2001). Intensiivisen muokkauksen seurauksena eroosio lisääntyy ja sen myötä hiukkasmaisen fosforin huuhtouma kasvaa. Kevennetyt muokkausmenetelmät ja suorakylvö puolestaan vähentävät eroosiota. Lannoitteiden pintalevityksen vuoksi liukoisen fosforin huuhtouma kuitenkin lisääntyy. Koska liukoinen fosfori on leville käyttökelpoisem-

paa kuin hiukkasmainen fosfori, ovat sen vesistövaikutukset huomattavasti haitallisemmat. (Peltonen ja Harmonen 2009, 88–90.)



KUVIO 5. Maatalouden ominaiskuormitusluvut perustuvat punaisella rengastettujen pienten valuma-alueiden 1980- ja 1990-luvuilla mitattuihin kuormituskeskiarvoihin (Vuorenmaa ym. 2002).

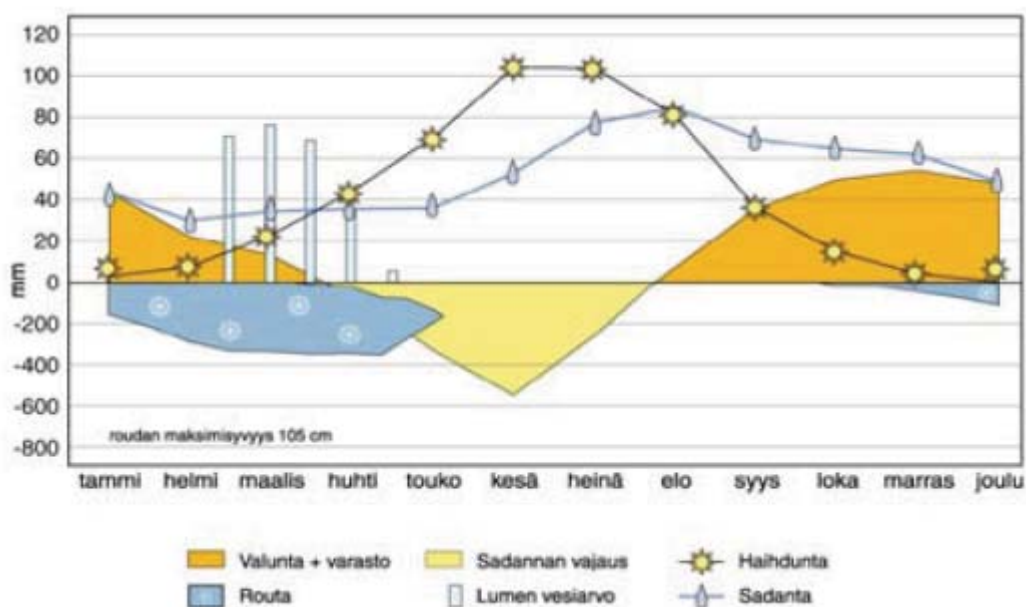
Suomeen perustettiin jo vuonna 1957 koko maata käsittävä pienikokoisten maa- ja metsätalousvaluma-alueiden verkosto (kuvio 5), jossa vedenlaadun mittaukset aloitettiin vuonna 1962. Virtaamamittaus on ollut näytteenottopisteissä jatkuvaa. Vuoteen 1980 asti vedenlaatunäytteet kerättiin kuukausittain, mutta vuodesta 1981 lähtien näytteenotto on keskitetty korkean virtaaman jaksoihin. Merkittävin ravinnehuuhtoumien vuodenaikaisvaihtelua aiheuttava tekijä on sääolosuhteista aiheutuva virtaamavaihtelu.

Edellä esitetyt maatalouden ominaiskuormitusluvut perustuvat pysyvästä mittausverkostosta 1980- 90-luvuilla saatuihin mittaustuloksiin. Kyseisten mittausten perusteella maataloudesta peräisin olevien vesien kokonaistyyppikuormi-

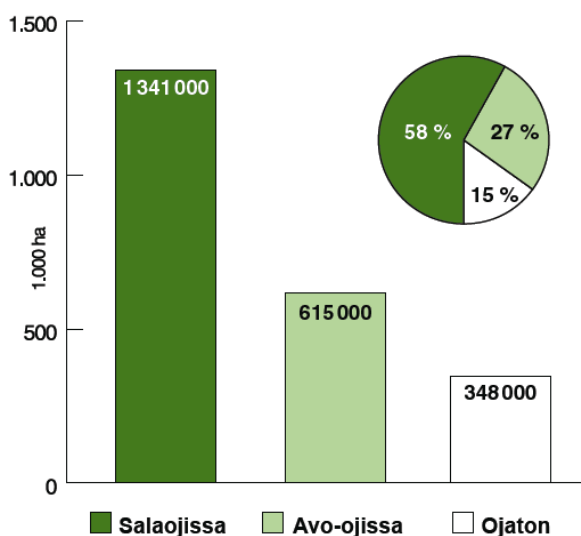
tus olisi keskimäärin kahdeksan ja kokonaisfosforikuormitus keskimäärin 12 kertaa suurempi kuin metsätalouden vesien. (Vuorenmaa ym. 2002.)

6.3 Pinta- ja salaojavalunta maataloudessa

Suomessa vuosisadanta on 500–750 mm ja valuntana tästä poistuu 100–450 mm. Suurin osa valunnasta ajoittuu kevääseen ja syksyyn (kuvio 6). Maatalouden valunta jakautuu pinta- ja salaojavaluntaan. Salaojituksen valtakunnallisten tavoiteohjelmien mukaan salaojitus on tarkoituksenmukaista paitsi työajan säästön ja maan rakenteen paranemisen myös esimerkiksi ravinnehuuhtoumien vähenemisen kannalta. (Peltomaa ja Äijö 2008.) Yli puolet maamme peltomaasta on salaojitettu (kuvio 7). Vuoden 2007 lopussa salaojitettua peltoa oli yhteensä 1,3 miljoonaa hehtaaria, mikä on 58 % kokonaispeltopinta-alasta (Maatilatilastollinen vuosikirja 2008).



KUVIO 6. Sadanta, valunta ja haihdunta Jokioisten pitkän ajan keskiarvojen perusteella (Peltomaa ja Äijö 2008; alkuperäinen kuva Salaojakeskus 2002).



KUVIO 7. Peltöjen paikalliskuivatus vuonna 2000 Salaojakeskuksen mukaan (Peltomaa ja Äijö 2008).

Pinta- ja salaojavalunnan osuus kokonaisvalunnasta vaihtelee esimerkiksi maalajin, maan rakenteen, kaltevuuden ja muokkaustavan mukaan. Eri maalajien osuudet peltopinta-alasta vaihtelevat alueittain paljon. Erään arvion mukaan vuosien 1986–1990 viljavuustutkimusten perusteella koko maan peltopinta-alasta moreenimaita oli 16 %, hietamaita 35 %, hiesumaita 11 %, savimaita 21 % ja eloperäisiä maita 17 % (Pihlatie 200, 34).

Etelä- ja Lounais-Suomessa keskimäärin 75 % peltopinta-alasta on salaojitettu ja valtaosa pelloista on eroosioherkkiä savimaita. Salaojitus vähentää pintavaluntaa, mutta toisaalta ravinteiden ja kiintoaineen huuhtoutuminen salaojista voi olla hyvinkin huomattavaa (Paasonen-Kivekäs ym. 2008; Turtola ym. 2007; Uusitalo ym. 2007). Kaltevien peltöjen ravinnehuuhtoumariskit on hyvin tunnistettu, mutta salaojavalunnalla voi olla huomattava merkitys myös loivilla mailla (Turtola ym. 2007).

Erityisesti savimailla vesi virtaa salaojiin pääasiassa oikovirtauksina. Muokkauserroksen alapuolisen pohjamaan heikon vedenjohtavuuden vuoksi vesi kulkeutuu makrohuokosissa sekä salaojakaivannon täyttömaan ja sorasilmäkkeiden kautta. Makrohuokosia syntyy esimerkiksi kuivumishalkeilun, juuri-kanavien, roudan, muokkauksen ja lierojen toiminnan seurauksena. Paasonen-Kivekäs ym. (2008) totesivat tutkimuksessaan, että salaojavalunnan no-

pea vaste sadantaan ja heti lannoituksen jälkeen havaitut salaojaveden korkeat typpipitoisuudet ovat selvä osoitus oikovirtauksista.

Kirkkonummella Sjäkullan tutkimusalueella sijaitsevalla savipellolla havaittiin, että keväällä lumen sulaessa pintavalunta on yleensä vallitsevaa ja runsasta salaojavaluntaa alkaa esiintyä vasta roudan sulamisen jälkeen. Kesällä salaojavalunta oli vallitsevaa ja syksyisin salaojavalunnan osuus kokonaisvalunnasta vaihteli välillä 40- 90 %. Leutoina alkutalvina myös salaojavaluntaa esiintyi pintavalunnan ohella.

Sjäkullan alueella salaojista tapahtuva kokonaistypen huuhtouma oli 8,2–13,3 kg/ha/a vuosien 1995, 1996 ja 1998 mittausten perusteella. Salaojista huuhtoutuvan kiintoaineen määrä puolestaan vaihteli välillä 105–1900 kg/ha/a. Vuonna 1998 salaojavesien kokonaisfosforihuuhtouma oli 1,7 kg/ha/a. Yksittäisiltä peltoalueilta saatuja tuloksia ei kuitenkaan voida yleistää, sillä saviaineksen kemialliset ja fysikaaliset ominaisuudet vaihtelevat hyvin paljon.

6.4 Muokkaustavan vaikutus pinta- ja salaojavaluntaan

Muokkauksen keventäminen lisää pintavalunnan osuutta kokonaisvalunnasta. Kyntö lisää maan tilapäistä vedenpidätyskykyä karkeamman pintarakenteen ansiosta. Monissa tutkimuksissa on havaittu maan vedenjohtokyvyn alentuneen kevytmuokkauksen seurauksena, mutta myös päinvastaisia tuloksia on saatu.

Turtolan ym. (2007) mukaan syksyllä tehty kevytmuokkaus ei vähentänyt eroosiota kyntöön verrattuna. Eroosio väheni ainoastaan silloin, kun syysmuokkausta ei tehty lainkaan. Joidenkin tutkimusten mukaan kevytmuokkaus on toisaalta vähentänyt eroosiota.

Pintavalunnan osuus oli kynnetyillä lohkoilla keskimäärin 20 %, kevytmuokatuilla tai sänkipelloilla 40 % ja nurmipeitteisillä lohkoilla 60 % kokonaisvalunnasta. Kiintoaineesta puolestaan 65–90 % kulkeutui salaojavalunnan mukana kynnetyillä pelloilla ja 61–70 % kevytmuokatuilla pelloilla. Koska salaoja- ja pintavaluntavesien kiintoainepitoisuudet olivat hyvin samankaltaisia, muokauskerroksesta irronnut hienojakoinen kiintoaines ei juuri pidäty alapuoliseen maahan, vaan kulkeutuu salaojiin.

Suurimmat kiintoainemäärät (1500–1700 kg/ha/a) huuhtoutuivat kynnetyiltä pelloilta erityisen leutoina ja sateisina syksyinä, leutoina talvina ja sateisina alkukesinä. Toisaalta vähiten kiintoainetta (210–750 kg/ha/a) huuhtoutui nurmipeitteisiltä tai kevytmuokatuilta lohkoilta silloin, kun sademäärät olivat huomattavasti keskimääräistä alhaisempia ja talvet suhteellisen kylmiä. Viiden vuoden koejaksolla kynnön ja kevytmuokkauksen aiheuttamissa yhteenlaskeutuisissa kiintoainehuuhtoumissa ei kuitenkaan ollut eroa.

Eroosioriski kasvaa, jos sateita esiintyy heti syysmuokkauksen jälkeen. Jos muokattu pinta ehtii kuivua ennen sateita, eroosioriski vähenee. Syysmuokkauksen aikaistaminen onkin yksi mahdollinen keino vähentää eroosiota ja sen mukana tapahtuvaa ravinnehuuhtoumaa. Muokkauskertojen vähentäminen näyttäisi myös olevan tehokkaampi keino kuin muokkauksen keventäminen. (Turtola ym. 2007.)

6.5 Fosforin käyttökelpoisuus

Ekholm ym. (2006) selvittivät leville käyttökelpoisen fosforin määrää metsävalumavesinäytteistä. Luonnonvesissä voi esiintyä hiukkasmaista fosforia, liuennta reaktiivista fosforia sekä liuennta ei-reaktiivista fosforia. Hiukkasmainen fosfori on sitoutunut maa-ainekseen. Liuennta ei-reaktiivinen fosfori puolestaan on luultavasti sitoutunut liuenneisiin humusyhdisteisiin. Liuennta reaktiivinen fosfori on havaittu käyttökelpoisimmaksi fosforijakeeksi sekä luonnonvesissä että jätevesissä.

Testioloissa leville käyttökelpoisen fosforin osuus kokonaisfosforista oli 20 ± 8 %. Peltovalumavesissä käyttökelpoisen fosforin osuus oli sen sijaan 31 ± 8 %. Myös hiukkasmaisen fosforin käyttökelpoisuus oli peltovalumavesissä suurempi kuin metsävalumavesissä. Peltojen lannoitus lisää eroosioherkän pintaan käyttökelpoisen fosforin osuutta metsämaahan verrattuna.

Käyttökelpoisen fosforin osuus voi kuitenkin vaihdella suuresti eri olosuhteissa. Esimerkiksi hiukkasmaisesta fosforista suuri osa on sitoutunut rautayhdisteisiin. Rauta voi kuitenkin pelkistyä UV-säteilyn vaikutuksesta tai hapettomissa olosuhteissa, jolloin käyttökelpoisen fosforin osuus lisääntyy. (Ekholm ym. 2006, 98–100.)

7 Tutkimusaineisto ja menetelmät

7.1 Jatkuvatoimiseen mittaukseen perustuvat kuormitustiedot

Koska nykyisin käytössä olevat maatalouden ominaiskuormitusluvut perustuvat muutamiin mittauskertoihin ja laskennallisiin arvioihin, haluttiin tässä työssä vertailun vuoksi esittää yhdestä esimerkikohteesta vuoden ajalta mitattu todellinen ravinnekuormitus. Saatuja kuormituslukuja käytetään arvioitaessa tutkituilta esimerkivaluma-alueilta löydettyjen teoreettisten kosteikkokohteiden merkitystä maatalouden ravinnekuormituksen vähentämisessä.

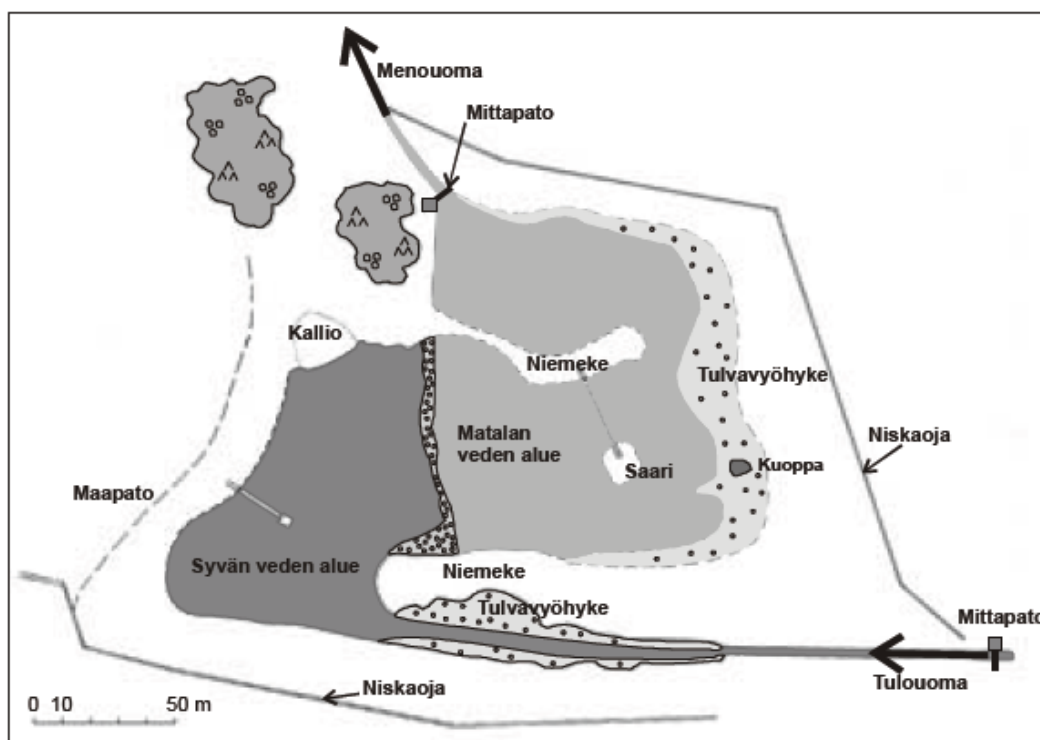
TAULUKKO 5. Perustietoja Hovin valuma-alueesta (Vuorenmaa ym. 2002).

Pinta-ala ha	12
Peltoa %	100
Keskikaltevuus %	2,8
Maalajitteet %	
<i>Hieno hiekka</i>	2
<i>Hiesu</i>	43
<i>Savi</i>	55

MTT:n Teknologia-alusta ympäristötietopalveluiden kehittämiseksi (Maasää) - tutkimushankkeessa mitattiin Hovin valuma-alueelta (taulukko 5) tulevaa virtaamaa sekä valumaveden nitraattitypen pitoisuutta ja sameutta jatkuvatoimisella mittalaitteella. Hankkeen yhtenä tarkoituksena oli testata maatalouden ja ympäristöseurannan automaattista anturointiteknologiaa sekä arvioida sään ajallisen vaihtelun vaikutusta ravinnekuormitukseen. Maasää-hanke päättyi vuoden 2008 lopussa, mutta Maasää-teknologia-alustaa on tarkoitus hyödyntää myös jatkossa. (Thessler ym. 2008.)



KUVIO 8. Ilmakuva Hovin kosteikolta (Koskiaho 2009c).



KUVIO 9. Hovin kosteikon suunnitelmakartta (Puustinen ym. 2001, 21).

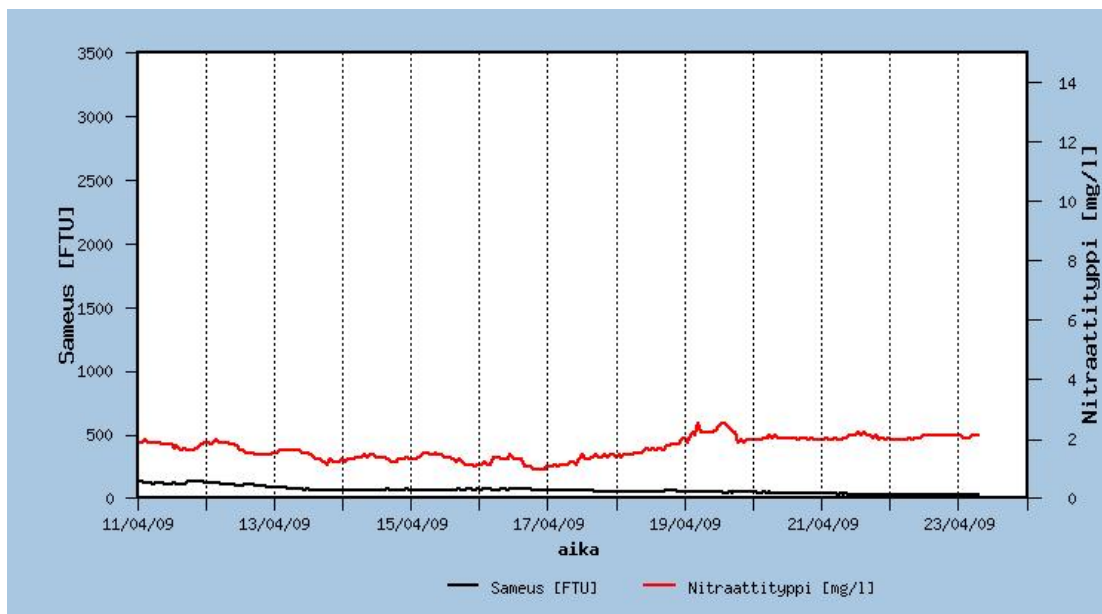
Tässä tutkimuksessa esitetyt tulokset on laskettu Maasää-hankkeessa mitatuista Hovin kosteikolle (kuviot 8 ja 9) tulevan valuman vedenlaatutiedoista. Hovin valuma-alue sijaitsee Jokioisten kunnassa MTT:n hallinnoiman Jokioisten kartanon alueella. Valuma-alueen koko on 12 ha, josta peltoa on 100 %. Pellon pintakaltevuus on keskimäärin 2,8 %. Maalaji on lajitejakauman perus-

teella lähinnä hiesusavea. (Puustinen ym. 2001, 18.) Pelloilla on viljelty pääasiassa viljakasveja ja kyntämisen sijasta käytössä on kevytmuokkaus.

Vedenlaatumittauksiin käytettiin Luode Consulting Oy:n automaattisia mittalaitteita (kuvio 10), jotka toimivat reaaliaikaisesti ja ympärivuotisesti. Mittausaseman spektrometri analysoi veden sameutta ja nitraattitypen pitoisuutta. Lisäksi mitattiin virtaamaa sekä veden pinnankorkeutta ja lämpötilaa. Mittaus-tietoja saatiin tunnin välein ja asema lähetti ne langattomasti GSM-verkon välityksellä tietokantaan, josta ne olivat hyödynnettävissä Internetin välityksellä. (Thessler ym. 2008.) Esimerkkikuva mitatuista pitoisuuksista on esitetty kuviossa 11.



KUVIO 10. Nitraattitypen ja sameuden mittaamiseen käytetty mittalaite Hovin kosteikolla (Koskiaho 2009c).



KUVIO 11. Valumaveden sameuden ja nitraattipitoisuuden ajallista vaihtelua Hovin valuma-alueella keväällä 2009 (Luode Data Services, MTT Maasää).

Tässä esitettyjen tulosten laskemiseen käytettiin huhtikuun 2008 ja maaliskuun 2009 välisenä aikana mitattuja vedenlaatutietoja. Kokonaisfosforin pitoisuus johdettiin sameusmittausten perusteella. Kokonaisfosforipitoisuus on korreloinut Hovin alueella vuosina 2007–2008 sameuden kanssa siten, että $\text{Kok-P } (\mu\text{g/l}) = 1,25 \times \text{Sameus (FTU)}$ (selitysaste $R^2=0,87$). Anturilla mitattu sameus voidaan tämän mukaisesti muuttaa kokonaisfosforipitoisuudeksi, koska korrelaatio on näin korkea. (Koskiahho 2009b.)

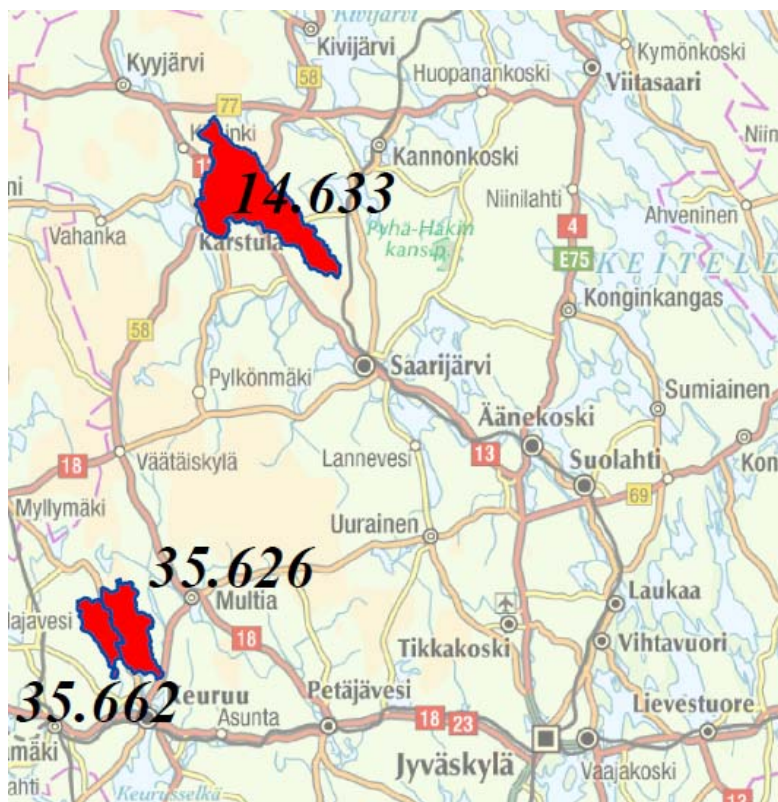
Nitraattitypen osuus kokonaistypestä on 2000-luvulla ollut Hovin alueella keskimäärin 80 % (Koskiahho 2009a). Tämän mukaisesti laskettiin kokonaistypen pitoisuus, jota voidaan pitää karkeana arviona.

7.2 Paikkatietoanalyysi

Mahdollisia kosteikon tai pintavalutuskentän rakentamiseen tai virtaamanhallintaan soveltuvia kohteita etsittiin RiverLifeGIS (RLGIS) - ohjelman avulla. RLGIS on paikkatietotyökalu, jonka avulla voi esimerkiksi tarkastella valuma-alueen maankäyttö- ja virtaamatietoja. RLGIS on jokaisen ladattavissa ympäristöhallinnon verkkosivuilta. Ohjelma on ilmainen ja se löytyy Waterskehtyökalupakista. Paikkatietoanalyysien teko kuitenkin edellyttää, että käytettävissä on sopivia paikkatietoaineistoja.

Käytössä olivat Maanmittauslaitoksen maastotietokannan (v. 2008) korkeusaineisto ja uomaviivasto sekä Metsäntutkimuslaitoksen VMI-aineiston mukaiset kasvupaikat päätyypeittäin. Sopivia kosteikkokohteita etsittiin siten, että maaston kaltevuudeksi valittiin 0.5-1.5 m/100m (0.5-1.5 % tai 0.29–0.86°). Kosteikossa tai pintavalutuskentällä veden virtausnopeuden tulee hidastua, minkä vuoksi kaltevuutta ei saa olla liikaa. Kasvupaikan tuli olla turvemaata (päätyyppi korpi, räme tai neva).

Tarkasteluun valittiin kolme esimerkkivaluma-aluetta. Näistä Päälinjärven valuma-alue (numero 14,633) sijaitsee pääosin Karstulan kunnan alueella ja Suojoen (numero 35,626) ja Kupanjoen yläosan (numero 35,662) valuma-alueet Keuruulla (kuvio 12). Edellä esitetystä poiketen Suojoen valuma-alueelta etsittiin kivennäismaalla sijaitsevia mahdollisia kosteikon paikkoja, jolloin kasvupaikan päätyypiksi valittiin kangas. RLGIS:llä tehdyn analyysin tuloksena saatiin valuma-alueen kartta, johon oli merkitty mahdolliset kosteikoiksi soveltuvat kohteet halutun värisinä pikseleinä. Kyseiset kohteet siirrettiin ArcMap-ohjelman peruskarttapohjalle.



KUVIO 12. Esimerkkivaluma-alueiden sijainti.

Mahdollisten kosteikkokohteiden teoreettista soveltuvuutta maatalousvalumien käsittelyyn testattiin tuomalla RLGIS-ohjelmaan valuma-aluekohtainen uomaviivasto ja korkeusaineisto sekä peruskarttapohja. RLGIS:sä muodostettiin virtausverkko korkeustietojen ja uomaviivaston perusteella. Virtausverkon avulla määritettiin valitun teoreettisen kosteikkokohteen yläpuolisen valuma-alueen rajat eli selvitettiin, minkä alueen valumavedet kulkeutuisivat kyseiseen kohteeseen. Mikäli valuma-alueeseen sisältyi peltoa, tuloksena saatu raja siirrettiin edelleen ArcMap:in, jossa määritettiin myös valuma-alueen likimääräinen pinta-ala.

Kosteikkokohtaisten valuma-alueiden peltopinta-alat määritettiin LuotsiGIS-ohjelmalla. Peltopinta-alojen laskemiseen käytettiin peruskartta-aineistoa, joten ne eivät ole hallinnon määrittämiä virallisesti digitoituja pinta-aloja. Esimerkkikohteiden peltujen nykyisestä viljelykäytöstä ei myöskään ole tietoa. LuotsiGIS:sä voitiin tarkastella myös mahdollisten kosteikkokohteiden metsävaratietoja. Valuma-aluekohtaiset kokonaispeltopinta-alat puolestaan määritettiin ArcGIS:sä maastotietokannan tietoihin perustuen.

Esimerkkikohteiden todellista soveltuvuutta kosteikon perustamiseen ei tarkistettu maastossa. Maastossa pitäisi esimerkiksi tarkistaa, olisiko kohteeseen mahdollista rakentaa riittävän iso kosteikko suhteessa yläpuolisen valuma-alueen pinta-alaan.

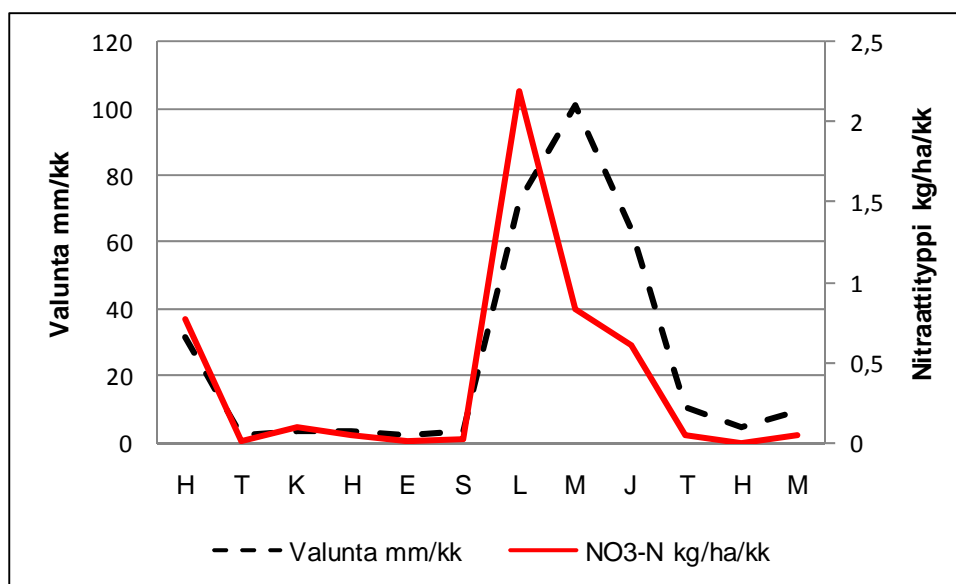
8 Tulokset

8.1 Kuormitustiedot Hovin alueelta

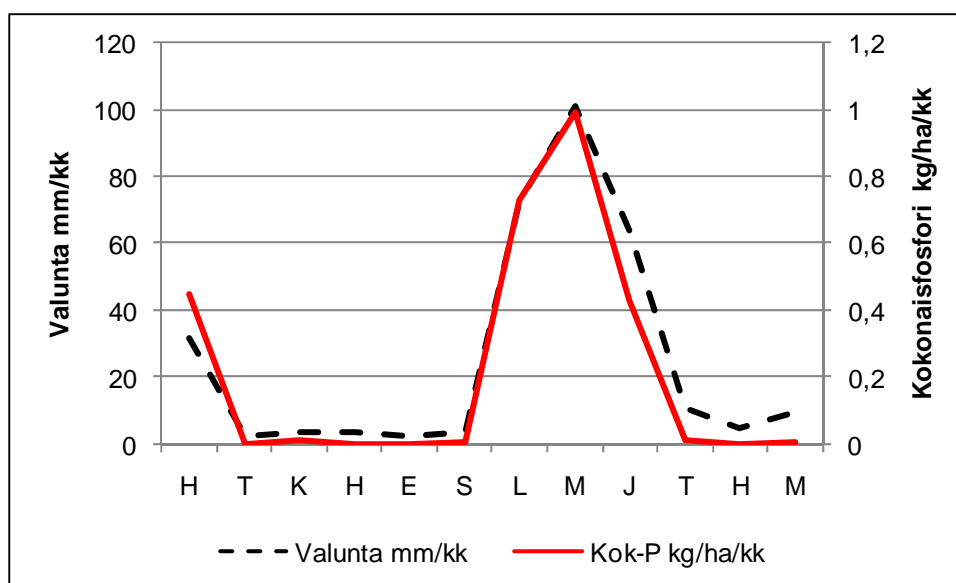
Hovin valuma-alueella vuotuinen kokonaistypen huuhtouma oli tarkastelujaksolla 5,9 kg peltohehtaarilta ja nitraattitypen huuhtouma 4,7 kg/ha. Kokonaisfosforihuuhtouma puolestaan oli 2,6 kg/ha. Taulukossa 6 on verrattu saatuja tuloksia maa- ja metsätalouden ominaiskuormituslukuihin. Ravinnekuormituksen kuukausittaiset vaihtelut suhteutettuna valuntaan on esitetty kuvioissa 13–14.

TAULUKKO 6. Hovin seurantajakson kuormitusluvut verrattuna maa- ja metsätalouden ominaiskuormituslukuihin.

	N, kg ha ⁻¹ a ⁻¹	P, kg ha ⁻¹ a ⁻¹
Metsätalouden keskimääräinen taustakuormitus (Tattari ym. 2008)	1,3	0,05
Maatalouden ominaiskuormitus (Peltonen ja Harmonen 2009)	15-18	1,1-1,2
Maatalouden kuormitus, Hovin esimerkkijakso	5,9	2,6

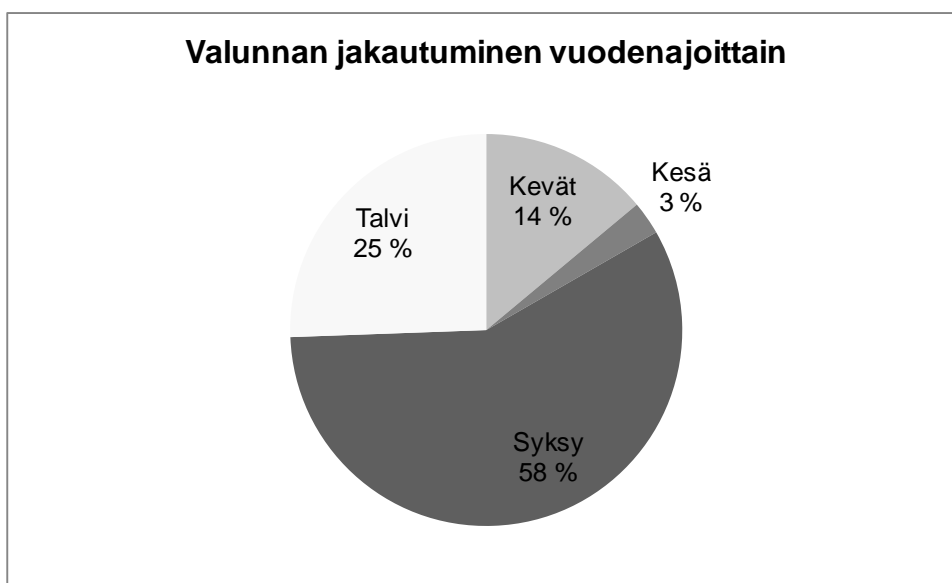


KUVIO 13. Nitraattitypen huuhtouman kuukausittainen vaihtelu Hovin valuma-alueella huhtikuun 2008 ja maaliskuun 2009 välisenä aikana.

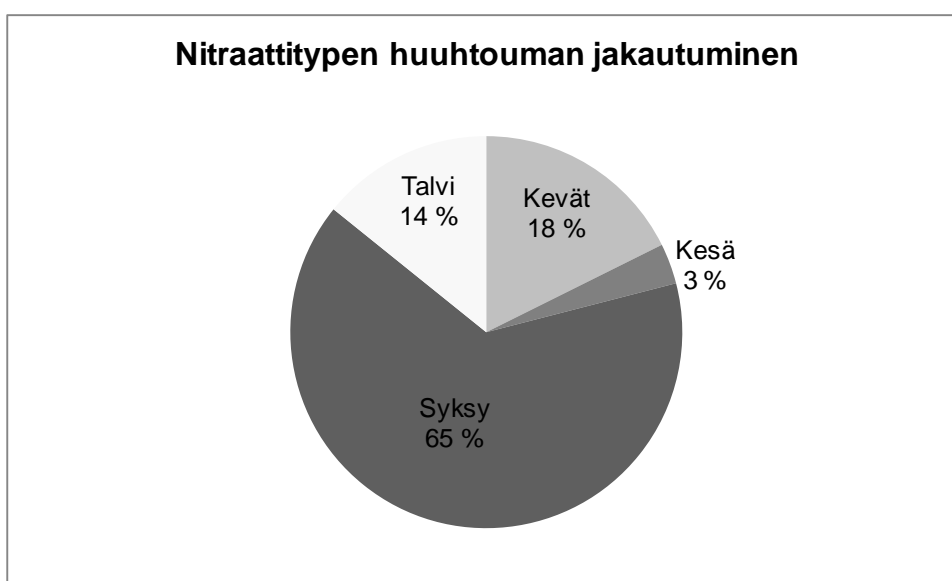


KUVIO 14. Kokonaisfosforin huuhtouman kuukausittainen vaihtelu Hovin valuma-alueella huhtikuun 2008 ja maaliskuun 2009 välisenä aikana. Kokonaisfosforipitoisuus on laskettu valumavedestä mitatun sameuden perusteella.

Kuvioiden 13 ja 14 perusteella sekä kokonaisfosforin että nitraattitypen huuhtoumat ovat hyvin kiinteästi sidoksissa valuntaan ja sitä kautta virtaamaan. Valunnasta ja siten myös ravinnehuuhtoumista suurin osa ajoittui syksyyn (kuviot 15–17). Kesäaikaisilla valumilla ei näyttäisi olevan juurikaan merkitystä kokonaisuuden kannalta. Sen sijaan leutojen talvien yleistyminen lisää talviaikaisia virtaamia ja siten myös ravinnehuuhtoumariskejä.



KUVIO 15. Valunnan jakautuminen vuodenajoittain Hovin alueella.



KUVIO 16. Nitraattitypen kuormituksen jakautuminen vuodenajoittain Hovin alueella.



KUVIO 17. Kokonaisfosforikuormituksen jakautuminen vuodenajoittain Hovin alueella.

8.2 Paikkatietoanalyysi

8.2.1 Teoreettiset kosteikkokohteet valuma-alueetasolla

TAULUKKO 7. Yhteenveto esimerkkivaluma-alueiden pinta-aloista.

	Pinta- ala, ha	Pellon osuus, %	Teoreettisten kosteikkojen valuma-alueet yht.	
			ha	% kokonaisalasta
Päälinjärven va	15 268	6,7	1 604	11
Suojoen va	5 564	5,3	1 616	29
Kupanjoen yläosan va	3 073	2,5	448	15

Esimerkkivaluma-alueiden pinta-aloista 11–29 % voitaisiin käsitellä teoreettisissa kosteikkokohteissa (taulukko 7). On kuitenkin huomattava, että tässä etsittiin ainoastaan sellaisia kosteikkokohteita, joihin voidaan johtaa peltovettä. Pelkästään metsätalouden valumien käsittelyyn soveltuvia kohteita ei ole tässä huomioitu.

TAULUKKO 8. Yhteenveto teoreettisten kosteikkojen valuma-alueiden pinta-aloista.

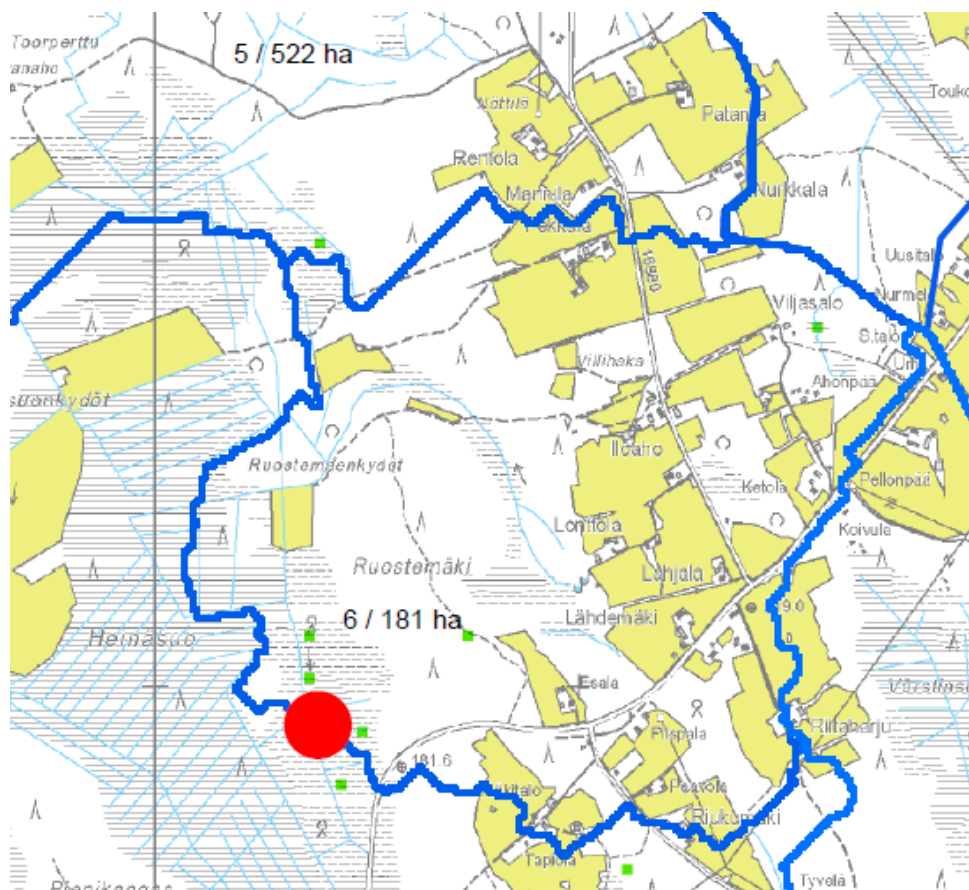
	Pellon osuus kosteikkojen valuma-alueista		Teoreettisissa kosteikoissa käsiteltävä osuus va:n kokonaispeltoalasta, %
	ha	%	
Päälinjärven va	196	12	19
Suojoen va	145	9	49
Kupanjoen yläosan va	34	8	44

Esimerkkivaluma-allueilla peltojen osuus teoreettisten kosteikkovaluma-alueiden yhteispinta-aloista oli keskimäärin noin 10 % (taulukko 8). Yksittäisissä esimerkkikohteissa peltojen osuus vaihteli alle 1 %:sta 69 %:in (liitteet 2-4). Valuma-alueiden peltopinta-aloista melko huomattava osuus sijoittuu teoreettisten kosteikkokohteiden yläpuolisille valuma-alueille. Esimerkkivaluma-alueiden peltopinta-alasta 19–49 % sijaitsee siten, että valumavedet voitaisiin johtaa teoreettisiin kosteikkokohteisiin (taulukko 8).

8.2.2 Yksittäiset esimerkkikohteet

Teoreettisten kosteikkokohteiden sijoittuminen esimerkkivaluma-alueille on esitetty liitteessä 1. Kaikki erilliset kohteet ovat tarkemmin nähtävissä liitteissä 2-4. Tässä esitellään kaksi esimerkkikohdetta.

Kohde numero 6 (kuvio 18) sijaitsee Päälinjärven valuma-alueella. Teoreettisen kosteikon yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on 181 ha, josta 29 % on peltoa. Peruskartta- ja metsävaratietojen perusteella kosteikkokohde sijaitsee turvemaalla. Kuviotietojen perusteella kyseessä on sekapuustoinen korpi (liite 5, taulukko 12). Jos metsätalouden kosteikon tulisi olla pinta-alaltaan vähintään 1 % yläpuolisen valuma-alueen pinta-alasta ja maatalouden kosteikon puolestaan 2 %, tulisi kosteikon tässä tapauksessa olla noin 1,3 % yläpuolisen valuma-alueen pinta-alasta. Tällöin kosteikon pinta-ala olisi 2,3 ha.



KUVIO 18. Päälinjärven valuma-alueen kohde 6. Teoreettinen kosteikon paikka on merkitty punaisella ja yläpuolisen valuma-alueen rajat sinisellä. Vihreät ruudut osoittavat mahdollisia kosteikkokohteita.

Suojoen valuma-alueella sijaitsevan kohteen numero 40 (kuvio 19) yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on 128 ha, josta peltoa on 11 %. Suojoen valuma-alueelta sopivia kosteikkokohteita etsittiin kivennäismaalta, mutta kyseinen kohde on kuitenkin peruskartta- ja kuviotietojen perusteella turvemaalla. Kyseessä on kuusivaltainen korpi. Edellisen esimerkin mukaisesti tässä kohdessa kosteikon pinta-alan tulisi olla 1,1 % yläpuolisen valuma-alueen pinta-alasta, jolloin vaadittava pinta-ala olisi 1,4 ha.

TAULUKKO 9. Esimerkkikohteiden kuormitustiedot ja maatalouden osuus kokonaiskuormituksesta.

	Kohde nro 6	Kohde nro 40
Pinta-ala, ha	181	128
Peltojen osuus	29 %	11 %
Metsätalouden taustakuormitus <i>N, kg a⁻¹</i> <i>P, kg a⁻¹</i>	167 6	148 6
Maatalouden kuormitus <i>N, kg a⁻¹</i> <i>P, kg a⁻¹</i>	307 135	83 36
Kokonaiskuormitus <i>N, kg a⁻¹</i> <i>P, kg a⁻¹</i>	474 142	231 42
Maatalouden osuus kuormituksesta <i>N</i> <i>P</i>	65 % 95 %	36 % 86 %
Kosteikolle pidättyvä määrä <i>N, kg a⁻¹</i> <i>P, kg a⁻¹</i>	246 67	119 20

8.2.3 Valuma-aluekohtainen kuormitustarkastelu

Esimerkkivaluma-alueille voidaan laskea kuormitusarviot vastaavalla tavalla kuin kodassa 8.2.2 (taulukko 10). Myös valuma-alueen tarkastelussa maatalouden osuus etenkin kokonaisfosforin kuormituksesta on merkittävä (taulukko 10).

TAULUKKO 10. Ravinnekuormituksen laskennallinen arviointi esimerkkivaluma-alueilla.

	Metsätalouden taustakuormitus		Maatalouden kuormitus		Kokonaiskuormitus		Maatalouden osuus kuormituksesta	
	<i>N, kg a⁻¹</i>	<i>P, kg a⁻¹</i>	<i>N, kg a⁻¹</i>	<i>P, kg a⁻¹</i>	<i>N, kg a⁻¹</i>	<i>P, kg a⁻¹</i>	<i>N</i>	<i>P</i>
Päälinjärven va	18 519	712	6 042	2 662	24 560	3 374	25 %	79 %
Suojoen va	6 850	263	1 752	772	8 602	1 035	20 %	75 %
Kupanjoen yläosan va	3 895	150	454	200	4 349	350	10 %	57 %

Esimerkkivaluma-alueilla teoreettisten kosteikkokohteiden tehokas hyödyntäminen voisi laskennallisesti vähentää maatalouden typpikuormitusta 10–23 %

ja maatalouden fosforikuormitusta 9-21 %, kun keskimääräisinä pidätysprosentteina käytetään edellä mainittuja Kompsasuon kosteikolta raportoituja tuloksia (taulukko 11). Valuma-aluekohtaiset yhteenlasketut kuormitusvähenemät ovat maatalouteen verrattuna vaatimattomammat, koska tässä ei huomioitu pelkästään metsätalouden valumien käsittelyyn soveltuvia kohteita.

TAULUKKO 11. Laskennallinen arvio kuormituksen vähenemästä esimerkkivaluma-alueilla.

	N-kuormituksen vähenemä yht.		P-kuormituksen vähenemä yht.		Maatalouden kuormitusvähenemä	
	<i>kg</i>	%	<i>kg</i>	%	<i>N</i>	<i>P</i>
Päällinjärven va	1553	6 %	273	8 %	10 %	9 %
Suojoen va	1440	17 %	212	20 %	25 %	23 %
Kupanjoen yläosan va	384	9 %	51	15 %	23 %	21 %

9 Johtopäätökset

9.1 Kuormitusluvut

Hovin tulosten yleistäminen keskimääräisiksi kuormitusluvuiksi voi olla aivan yhtä oikein tai väärin kuin nykyisten maatalouden ominaiskuormituslukujen käyttäminen. Hovin tulokset perustuvat ainoastaan yhden vuoden seuranta-jaksolle, mutta jatkuvatoimisen mittauksen ansiosta ne ovat kuitenkin kyseisen jakson todellisia kuormituslukuja. Vain muutama mittauskertaan perustuvat laskennalliset luvut sisältävät enemmän oletuksia.

Tässä selvityksessä Hovin seurantajakson perusteella saatu vuotuinen pelto-hehtaaria kohti laskettu typpikuormitus (5,9 kg/ha/a) oli selvästi alhaisempi ja fosforikuormitus (2,6 kg/ha/a) puolestaan suurempi käytettyihin maatalouden ominaiskuormituslukuihin verrattuna.

Hovin tulosten perusteella lasketut kuormitusluvut ovat todennäköisesti keskimääräistä suuremmat, koska peltojen maalaji on hienojakoista hiesusavea. Lisäksi kevytluokka ja lannoitteiden pintalevitys voi lisätä erityisesti liukoisin fosforin kuormitusta.

Toisaalta kuormitukseen vaikuttavat monet muutkin tekijät ja vuosittainen vaihtelu voi olla merkittävää. Tämänkin tutkimuksen perusteella virtaamavai-

telu on tärkein ravinteiden huuhtoutumiseen vaikuttava tekijä. Myös maalajilla on huomattava merkitys. Esimerkiksi turvepelloilla maataloudesta peräisin oleva fosforihuuhtouma on huomattavasti vähäisempi kivennäismaahan verrattuna. Myös saviaineksen kemialliset ja fysikaaliset ominaisuudet vaihtelevat paljon, minkä vuoksi yksittäisiltä pelloilta saatujen tulosten yleistäminen on hyvin kyseenalaista.

Lisäksi maataloudesta peräisin olevasta fosforikuormituksesta suuri osa on kiintoaineeseen sitoutunutta, jolloin kuormitus on vahvasti sidoksissa kiintoaine-eroosioon. Eroosio puolestaan on voimakkainta hienojakoisilla mailla.

Jyrkillä peltolohkoilla pääosa valunnasta on pintavaluntaa, tasaisemmilla puolestaan salaojavaluntaa. Koska salaojavalunnallakin on huomattava merkitys, ei huomiota pidä kiinnittää ainoastaan kaltevimpiin lohkoihin. Salaoja- ja pintavalunnan ravinnekuormituksella ei välttämättä ole suurta eroa.

Peltosen ja Harmosen (2009) mukaan yli 90 % valunnasta ajoittuu kasvukauden ulkopuolelle. Tämä on nähtävissä myös Jokioisten pitkän ajan keskiarvoista (kuvio 6). Tässä tutkimuksessa käytetyllä Hovin seurantajaksolla ainoastaan 3 % vuotuisesta valunnasta ajoittui kesäkuukausille (kesä-elokuu).

Jos metsätalouden kuormitukseksi oletetaan taustakuormitus 0,05 kg P/ha/a ja 1,3 kg N/ha/a ja lisätään siihen KMO2015:ssä käytetty arvio päätehakkuun aiheuttamasta lisäkuormituksesta, saadaan kokonaiskuormitukseksi 0,075 kg P/ha/a ja 1,8 kg N/ha/a. Tässä tutkimuksessa käytetystä Hovin aineistosta laskettu maatalouden aiheuttama kuormitus on siten fosforin osalta 35-kertainen ja typen osalta kolminkertainen päätehakkuun aiheuttamaan kuormitukseen verrattuna. Vuorenmaan ym. (2002) olivat arvioineet, että maatalouden kokonaistyyppikuormitus olisi keskimäärin kahdeksan ja kokonaisfosforikuormitus 12 kertaa suurempi metsätalouden vesiin verrattuna.

Maatalouden ravinnekuormituksen arviointi on erittäin vaikeasti hallittavissa oleva kokonaisuus, eikä yksittäisten tulosten yleistäminen ole tarkoituksenmukaista. Toisaalta jonkinlaisia yleistyksiä on tehtävä esimerkiksi arvioitaessa mahdollisten toimenpiteiden vaikuttavuutta. Tässä tutkimuksessa käytettiin

Hovin seurantajaksolta saatuja kuormituslukuja arvioitaessa mahdollisten kosteikkokohteiden ravinteiden poiston tehokkuutta valuma-alueetasolla.

Tuloksia voidaan kuitenkin pitää ainoastaan suuntaa antavina. On myös huomattava, että laskelmissa on käytetty metsätalouden kuormituslukuina ainoastaan arvioitua metsätalouden taustakuormitusta, eikä metsätaloustoimenpiteiden vaikutuksia ole huomioitu. Lisäksi laskelmissa on oletettu metsätalouksmaaksi koko valuma-alue peltoja lukuun ottamatta.

9.2 Kosteikkojen hyödyntäminen valuma-alueetasolla

Teoreettisia kosteikkokohteita löytyi kaikilta tutkituilta esimerkkivaluma-alueilta. Kohteita etsittiin joko turve- tai kivennäismaalta. Teoreettisia kohteita olisi löytynyt vielä enemmän, mikäli kultakin esimerkkivaluma-alueelta olisi kartoitettu sekä turvemaalla että kivennäismaalla sijaitsevat kohteet. Paikkatietoanalyysi kuitenkin osoitti, että potentiaalisia kohteita voi löytyä molemmista.

Tutkittujen esimerkkivaluma-alueiden pelloista 19–49 % oli sellaisia, joiden valumavedet voitaisiin käsitellä teoreettisissa kosteikoissa. Suuri osa yksittäisen valuma-alueen pelloista saattaa kuitenkin sijaita sopivien kosteikkokohteiden alapuolella, jolloin peltovesiä ei ole mahdollista johtaa soveltuviin kohteisiin (liite 1, kuvio 20). Myöskään kaikkia teoreettisia kosteikkokohteita ei voida hyödyntää peltovesien käsittelyssä, koska kohteeseen ei välttämättä tule lainkaan peltovesiä.

Osa esimerkkivaluma-alueiden teoreettisista kosteikkokohteista on sellaisia, joissa pellon osuus suhteessa valuma-alueen kokoon on täysin merkityksetön (esim. liite 2, kuvio 24, kohde 4). Yläpuolisen valuma-alueen suuri koko vaikeuttaa myös toimivien kosteikkojen perustamista. Kosteikon pinta-alan tulisi olla suhteessa valuma-alueen kokoon ja suuri valuma-alue vaatii myös suuren kosteikkoalan. Toisaalta ojitusjärjestelyjen avulla on mahdollista ohjata osa vesistä kosteikon ohi, jolloin parhaat kohteet voi olla mahdollista hyödyntää valuma-alueen koosta riippumatta. Myös virtaamansäätöä hyödyntämällä voidaan tasata tulvahuippuja ja pidentää viipyymiä.

Koska valuma-alueiden rajat eivät noudata esimerkiksi tilan tai välttämättä edes peltolohkojen rajoja, vaatii kosteikon perustaminen usein maanomistajien välistä yhteistyötä. Välttämättä ei ole mahdollista johtaa yhden kokonaisen peltolohkon valumavesiä samaan kosteikkoon. Vastaavasti samaan kosteikkoon voidaan mahdollisesti johtaa usean eri tilan peltovesiä. Teoreettinen kosteikon paikka ei välttämättä sijaitse tilan omalla maalla. Sijainti kauempana pelloista aiheuttaa mahdollisesti ongelmia myös kosteikolle tulevien vesien laimenemisen suhteen.

Tässä esiteltujen esimerkkikohteiden todellista soveltuvuutta vesiensuojelukosteikon rakentamiseen ei ole tarkistettu maastossa. Teoreettisen tarkastelun perusteella ei esimerkiksi voida arvioida, onko kohteen pinta-ala riittävä suhteessa yläpuoliseen valuma-alueeseen.

Esimerkkikohteiden yläpuolisten valuma-alueiden kokonaispinta-alat ja peltopinta-alat on määritetty likimääräisesti. Peltosten nykyistä viljelykäyttöä ei ole selvitetty, joten laskennalliset kuormitukset perustuvat oletuksiin. Metsävaratiedot eivät myöskään anna täysin tarkkaa kuvaa kohteesta, sillä teoreettinen kosteikko voi sijaita useamman kuvion alueella. Lisäksi kuviosta osa saattaa olla esimerkiksi turvemaata tai soistunutta kangasta, vaikka se olisi merkitty kivennäismaaksi.

Ravinteisuustasoltaan erilaisten turvemaiden toimivuutta ja käyttökelpoisuutta kosteikkoina tai pintavalutuskenttänä tulisi selvittää tarkemmin. Karujen soiden ravinteidenpidätyskyky on yleensä heikompi kuin rehevämpien kohteiden. Toisaalta karumpien kohteiden hyödyntäminen vesiensuojelutarkoituksiin voi olla metsätalouden kannalta hyväksyttävämpää. Tässä tutkituilta esimerkkipelto-alueilta teoreettisia kosteikkokohteita löydettiin sekä karuista että rehevämmistä kohteista (liite 5, taulukot 12–14).

9.3 Kosteikkojen vesiensuojelullinen hyöty ja toimivuuteen vaikuttavat tekijät

Teoreettisten kosteikkojen ravinteiden poiston tehokkuuden arviointi on kyseenalaista. Todellisuudessa pintavalutuskenttien ja kosteikkojen toimivuudesta on saatu hyvin vaihtelevia tuloksia. Ravinteiden pidätystehokkuus voi

vaihdella myös kentän käyttöön ja virtaamavaihteluiden mukaan. Toimivuuteen vaikuttavat esimerkiksi hydrologinen kuormitus, virtauksen tasainen jakautuminen, virtausnopeus ja – syvyys, hapellisten ja hapettomien olosuhteiden vaihtelu sekä maaperän tai turpeen fosforinpidätyskyky. Erityisesti fosforin pidättymisen kannalta myös tulevan veden fosforipitoisuudella on huomattava merkitys. Pintavalutuskenttien ja kosteikkojen huolellinen suunnittelu on ensiarvoisen tärkeää, mutta toisaalta useiden toimivuuteen vaikuttavien tekijöiden selvittäminen tai hallinta on käytännössä hankalaa tai mahdotonta.

Siuruanjoella tehdyssä tutkimuksessa (Heikkinen ym. 2006) todettiin, että kosteikkojen tehokas hyödyntäminen voisi vähentää kokonaistypen ja –fosforin hajakuormitusta likimain 30 %. Kyseisessä selvityksessä mahdollisten kosteikkokohteiden maanpinnan kaltevuus oli sama kuin tässä tutkimuksessa (0,5-1,5 %). Turvekerroksen paksuuden tuli olla vähintään 1 m. Tässä tutkimuksessa ei rajoitettu turvekerroksen paksuutta. Heikkisen ym. (2006) selvityksessä ei myöskään arvioitu mahdollisten kosteikkokohteiden sijainnin käytökelpoisuutta kuormituslähteisiin nähden.

Tutkituilla esimerkkivaluma-alueilla voitaisiin vähentää maatalouden kokonaistypikuormitusta 10-23 % ja kokonaisfosforikuormitusta 9-21 %, jos teoreettisia kosteikkokohteita hyödynnettäisiin tehokkaasti ja ravinteiden keskimääräinen pidätystehokkuus olisi sama kuin Heikkisen ym. (2006) tutkimuksessa käytetty.

Kahdelle esimerkkikohteelle laskettiin teoreettinen arvio vuosittain pidättyvästä fosforimäärästä. Kyseisissä kohteissa fosforia voisi laskennallisesti pidättyä 29 kg/ha/a ja 14 kg/ha/a. Niemisen ym. (2008) mukaan fosforia voi kivennäismaalla pidättyä jopa useita satoja kiloja hehtaarille. Turpeen fosforinpidätyskyvyssä on hyvin suurta vaihtelua. Yhdessä tutkimuksessa pintaturpeen maksimialinen fosforinpidätyskyky oli parhaissa kohteissa 200 kg/ha. Kentän käyttöön pidentäminen ja fosforinpidätyskyvyn ylläpitäminen voi vaatia kentän pinta-alan kasvattamista.

Jotta tutkimuksen kohteena olevan menetelmän käytännön toimivuudesta saataisiin enemmän tietoa, olisi sitä kokeiltava käytännössä. Merkittävää joka tapauksessa on, että ainakin teoriassa metsätalousalueilta on löydettävissä

kohteita, jotka soveltuisivat maataloudesta peräisin olevien valumavesien käsittelyyn. Kohteiden hyödyntämisellä on mahdollista saavuttaa vesiensuojelullista hyötyä, sillä esimerkiksi jo 10–15 %:n kuormitusvähenemällä on merkitystä valuma-alueella (Koskiahho 2006). Lisäksi vesiensuojelussa tulisi pyrkiä nimenomaan valuma-aluekohtaiseen suunnitteluun.

Kosteikkojen yleissuunnitelmia laaditaan useissa jo käynnistyneissä tai käynnistyvissä hankkeissa. Maa- ja metsätalouden kosteikkojen parissa työskentelevien toimijoiden välistä yhteistyötä olisi kehitettävä. Perustettavien kosteikkojen puhdistustehokkuuden seuranta tulisi liittää osaksi hankkeita, jotta kosteikkojen käytännön toimivuudesta saataisiin enemmän tietoa. Samoin olisi tarpeen tarkastella vesiensuojelurakenteiden mitoitusvaatimuksia ravinnepitoisuuksiltaan erilaisten valumavesien suhteen. Tässä työssä tarkasteltiin kosteikkoja ja pintavalutuskenttiä, mutta jatkossa tulisi selvittää myös virtaamanhallinnan merkitystä maataloudesta peräisin olevien valumavesien käsittelyssä.

Lähteet

Ekholm, P., Kenttämies, K. ja Haapanen, M. 2006. Fosforin käyttökelpoisuus metsävalumavesissä. Julkaisussa: Kenttämies, K. ja Mattsson, T. (toim.). Metsätalouden vesistökuormitus. MESUVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 816: 93–100.

Finér, L. 2008. Pitkäjänteistä työtä metsätalouden vesiensuojelun hyväksi. Vesitalous 49, 6, 4.

Finér, L., Ahti, E., Joensuu, S., Koivusalo, H., Laurén, A., Makkonen, T., Mattsson, T., Nieminen, M. ja Tattari, S. 2008. Metsätalouden vesistökuormituslaskelmat Kansallisen metsäohjelman 2015 valmistelua varten. Teoksessa: Uusivuori, J., Kallio, M. & Salminen, H. (toim.). Vaihtoehtolaskelmat kansallisen metsäohjelman valmistelua varten. Metlan työraportteja 75, 68–86.

Heikkinen, K., Ihme, R. ja Lakso, E. 1994. Ravinteiden, orgaanisten aineiden ja raudan pidättymiseen johtavat prosessit pintavalutuskentällä. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A 193. Helsinki.

Heikkinen, K., Rintala, J., Karjalainen, S. M., Lauri, H., Hellsten, S. & Kløve, B. 2006. Possibilities for reducing non-point source loading by means of wetlands constructed on peatlands in a river basin in northern Finland. Julkaisussa: Refsgaard, J. C. & Hojberg, A. L. (toim.). 2006. XXIV Nordic Hydrological Conference. Nordic Water 2006. Experiences and Challenges in Implementation of the EU Water Framework Directive. Vingsted, Denmark 6-9 August 2006, 490-497.

Ikävalko, J. 2008. MTK Keski-Suomen Maatalous ja ympäristö –teemapäivä Saarijärvellä 15.12.2008.

Joensuu, S., Makkonen, T. ja Matila, A. 2007. Metsätalouden vesiensuojelu. Metsäkustannus Oy. 48 s.

Joensuu, S., Makkonen, T., Vuollekoski, M., Nieminen, M., Leinonen, A. ja Sarkkola, S. 2008. Metsätalouden vesiensuojelu. Vesitalous 49, 6, 19–25.

Kenttämies, K. 2006. Metsätalouden fosfori- ja typpikuormituksen määrittäminen. Julkaisussa: Kenttämies, K. ja Mattsson, T. (toim.). Metsätalouden vesistökuormitus. MESUVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 816: 9-25.

Koivusalo, H., Lappalainen, M., Ahti, E., Laurén, A., Nieminen, M., Leinonen, A., Joensuu, S. ja Nevalainen, R. 2008. Miten metsätalous vaikuttaa kiintoaineen kulkeutumiseen? Vesitalous 49, 6, 15–18.

Koljonen, K. 2009. Maatalouden vesiensuojelu tehostuu. Maaseudun tulevaisuus 11.12.2009.

Koskiaho, J. 2006. Retention performance and hydraulic design of constructed wetlands treating runoff waters from arable land. Acta Universitatis Ouluensis C Technica 252. <http://herkules.oulu.fi/isbn9514281586/>. Viitattu 20.10.2009.

Koskiaho, J. 2009a. Tutkija, Suomen ympäristökeskus. Sähköpostiviesti 24.4.2009.

Koskiaho, J. 2009b. Tutkija, Suomen ympäristökeskus. Sähköpostiviesti 27.3.2009.

Koskiaho, J. 2009c. Kosteikon ravinteidenpidätyskyvyn seuranta. Maasää seminaari 13.5.2009.
<https://portal.mtt.fi/portal/page/portal/www/Hankkeet/Maasaa/Ajankohtaista>. Viitattu 20.10.2009.

Laki kestävän metsätalouden rahoituksesta 1094 / 1996.

Laki vesienhoidon järjestämisestä 1299/2004.

Laurén, A., Mattsson, T., Kortelainen, P., Koivusalo, H. ja Lappalainen, M. 2008. Metsätalouden aiheuttama typpikuormitus vaihtelee. Vesitalous 49, 6, 12-14.

Lehtonen, S. 2009. Suomi vähentänyt maatalouden ravinnepestöjä monia muita tehokkaammin. Maaseudun tulevaisuus 4.11.2009.

Lyytikäinen, V., Vuori, K-M, Kotanen, J. 2003. Kunnostusojitusten suoja-
vyöhykkeiden toimivuus. –Kuohattijärven pintavalutuskenttien tutkimukset
vuosina 1998-2001. Alueelliset ympäristöjulkaisut 315. Pohjois-Karjalan ympä-
ristökeskus.

Maatilatilastollinen vuosikirja. 2008. www.matilda.fi. Viitattu 1.10.2009.

Marttila, H., Vuori, K-M, Hökkä, H., Jämsén, J. ja Kløve, B. 2010. Hydraulic design of peak runoff control method for water quality management in peat-land forestry. Julkaisematon aineisto.

Metsälaki 1093 / 1996.

Mykkänen, M. 2008. MTK:n ympäristöjohtaja uskoo maaseudun selviävän vesistövelvoitteista. Maaseudun tulevaisuus 17.12.2008.

Nieminen, M., Ahti, E., Joensuu, S., Koivusalo, H., Piirainen, S. ja Tattari, S. 2008. Fosforin huuhtoutumista säätelevät prosessit metsävaluma-alueilla. Vesitalous 49, 6, 9-11.

Paasonen-Kivekäs, M., Vakkilainen, P. ja Karvonen, T. 2008. Salaojitus ja savipeltojen ravinnekuormitus. Vesitalous 49, 4, 20-23.

Pelkonen, E. 1975. Vuoden eri aikoina korkealla olevan pohjaveden vaikutus männyn kasvuun. Suo 26, 2, 25–32.

- Peltonen, J. ja Harmonen, T. (toim.). 2009. Ravinteet kasvintuotannossa. Tieto tuottamaan 127. ProAgria Keskusten Liitto. Otavan Kirjapaino Oy: Keuruu.
- Peltomaa, R. ja Äijö, H. 2008. Pelloista vielä yli neljäsosa avo-ojissa. *Vesitalous* 49, 4, 6-9.
- Peltonen, J. 2009. Ongelman ydin kateissa. *Maatilan Pellervo* 9/2009, s. 30–31.
- Pihlatie, M. 2001. Maatalousmaiden dityppioksidi- ja typpimonoksidipäästöt. Ympäristönsuojelutieteen Pro gradu. Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos. Helsingin yliopisto.
<https://oa.doria.fi/bitstream/handle/10024/3130/maatalou.pdf?sequence=3>.
 Viitattu 1.10.2009.
- Postila, H. 2007. Soistuvien metsäojitettujen turvemaiden käyttö vesiensuojelurakenteena turvetuotannon vesienpuhdistuksessa. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen raportteja 6/2007. Edita Prima Oy: Helsinki.
www.ymparisto.fi/ppo/julkaisut. Viitattu 25.3.2009.
- Postila, H., Heikkinen, K., Karjalainen, S. M., Ihme, R. ja Klöve, B. 2009. Uudet vesiensuojeluratkaisut – ojitetut kosteikot ja ympärivuotinen vesienkäsitely? *Vesitalous* 50, 1, 11–13.
- Puustinen, M., Koskiahho, J., Gran, V., Jormola, J., Maijala, T., Mikkola-Roos, M., Puumala, M., Riihimäki, J., Rätty, M. ja Sammalkorpi, I. 2001. Maatalouden vesiensuojelukosteikot. VESIKOT-projektin loppuraportti. Suomen Ympäristö 499. <http://www.ymparistokeskus.fi/download.asp?contentid=12737&lan=fi>.
 Viitattu 15.1.2010.
- Ronkanen, A-K. 2009. Missä vesi suolla virtaa? Uutta pintavalutuksesta. *Vesitalous* 50, 1, 14–15.
- Silvan, N., Regina, K., Kitunen, V., Vasander, H. and Laine, J. 2002. Gaseous nitrogen loss from a restored peatland buffer zone. *Soil Biology & Biochemistry* 34, 721-728.
- Silvan, N., Vasander, H., Karsisto, M. and Laine, J. 2003. Microbial immobilisation of added nitrogen and phosphorus in constructed wetland buffer. *Applied Soil Ecology* 24, 143-149.
- Silvan, N., Vasander, H. ja Laine, J. 2004. Vegetation is the main factor in nutrient retention in a constructed wetland buffer. *Plant and Soil* 258, 179-187.
- Silvan, N., Sallantausta, T., Vasander, H. and Laine, J. 2005. Hydraulic nutrient transport in a restored peatland buffer. *Boreal Environmental Research* 10, 203-210.
- Tattari, S., Finér, L., Mattsson, T. ja Koskiahho, J. 2008. Metsätalouden alueellisen vesistökuormituksen suuruus ja sen laskenta. *Vesitalous* 49, 6, 5-8.

Thessler, S., Järvenpää, M. ja Walls, M. 2008. MAASÄÄ-teknologia-alusta: Ajantasaista sää- ja vedenlaatatietoa maatalouden ja ympäristöseurannan käyttöön. Maataloustieteen päivät 2008.
http://www.smts.fi/mpol2008/index_tiedostot/Posterit/ps053.pdf. Viitattu 1.9.2009.

Tuononen, E., Vähäsöyrinki, E. ja Österlund, P. 1981. Vedenkorkeusvaihteluiden vaikutus rantamaiden viljelyyn ja puustoon. Vesihallituksen tiedotus 206. Helsinki. 124 s.

Turtola, E., Alakukku, L., Uusitalo, R. ja Kaseva, A. 2007. Surface runoff, sub-surface drainflow and soil erosion as affected by tillage in a clayey Finnish soil. *Agricultural and Food Science* 16, 332-351.

Turtola, E. ja Lemola, R. (toim.). 2008. Maatalouden ympäristötuen vaikutukset vesistökuormitukseen, satoon ja viljelyn talouteen v. 2000–2006 (MYTVAS 2). Maa- ja elintarviketalous numero 120. MTT. 103 s.

Työryhmämuistio mmm 2008:9. 2008. Maatalouden ravinnekuormitus ja sen tehokkaat vähentämistoimenpiteet. Loppuraportti.

Valtion ympäristöhallinto 2009a. Vesistöjen ravinnekuormitus ja luonnonhuuhtouma. www.ymparisto.fi. Viitattu 26.3.2009.

Valtion ympäristöhallinto 2009b. Pintavesien ekologinen ja kemiallinen tila. www.ymparisto.fi. Viitattu 26.3.2009.

Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015. 2007. Valtioneuvoston periaatepäättös. Suomen ympäristö 10/2007.

Vuorenmaa, J., Rekolainen, S., Lepistö, A., Kenttämies, K. and Kauppila, P. 2002. Losses of nitrogen and phosphorus from agricultural and forest areas in Finland during the 1980s and 1990s. *Environmental Monitoring and Assessment* 76, 213-248.

Väänänen, R., Kenttämies, K., Nieminen, M. and Ilvesniemi, M. 2007. Phosphorus retention properties of forest humus layer in buffer zones and clear-cut areas in southern Finland. *Boreal Environment Research* 12, 601–609.

Väänänen, R., Hristov, J., Tanskanen, N., Hartikainen, H., Nieminen, M. and Ilvesniemi, H. 2008a. Phosphorus sorption properties in podzolic forest soils and soil solution phosphorus concentration in undisturbed and disturbed soil profiles. *Boreal Environment Research* 13, 553-567.

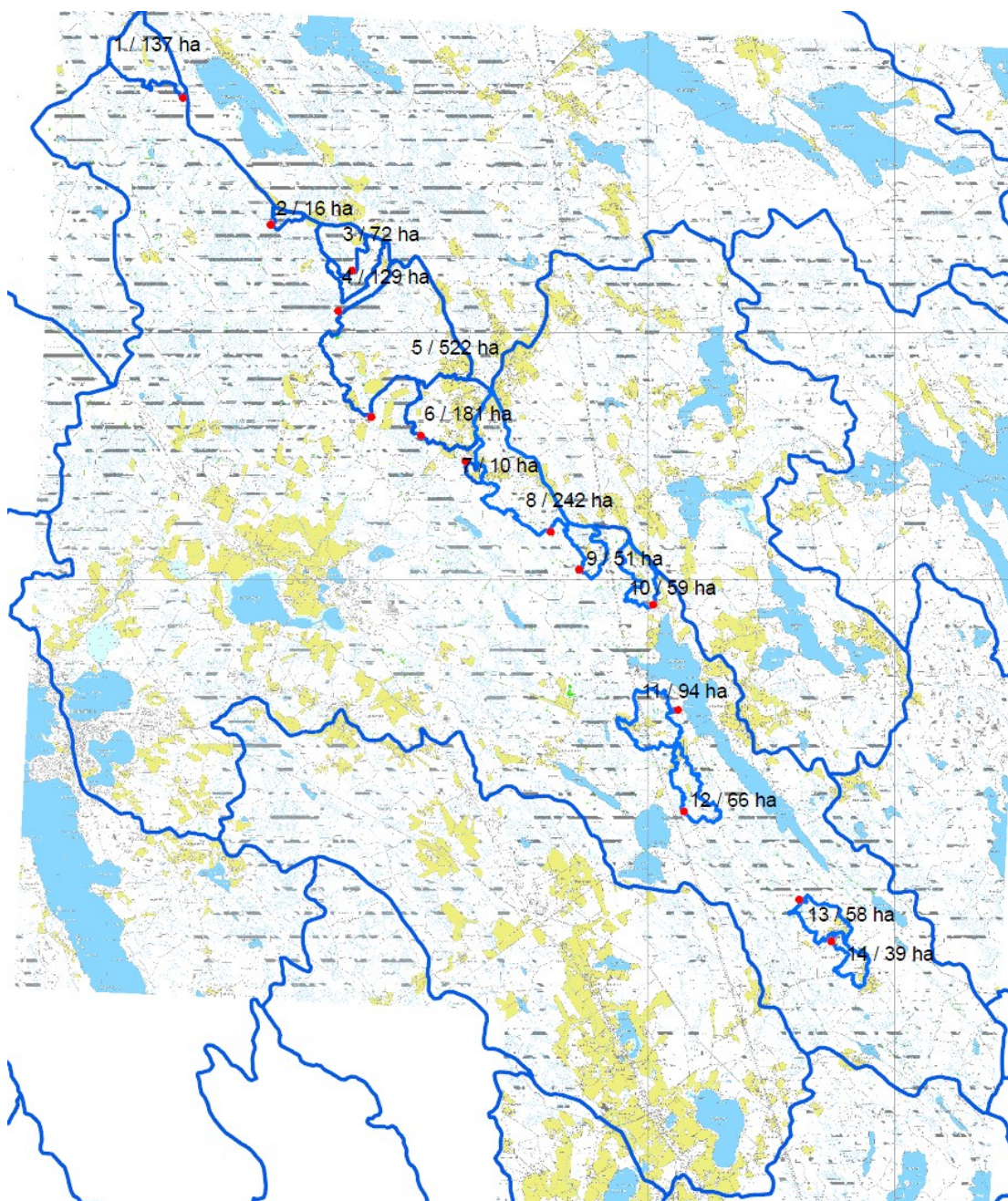
Väänänen, R., Nieminen, M., Vuollekoski, M., Nousiainen, H., Sallantausta, T., Tuittila, E.-T. and Ilvesniemi, H. 2008b. Retention of phosphorus in peatland buffer zones at six forested catchments in Southern Finland. *Silva Fennica* 42, 2, 211-231.

Väänänen, R. 2008. Phosphorus retention in forest soils and the functioning of buffer zones used in forestry. Dissertationes Forestales 60. 42 pp. <http://www.metla.fi/dissertations/df60.htm>.

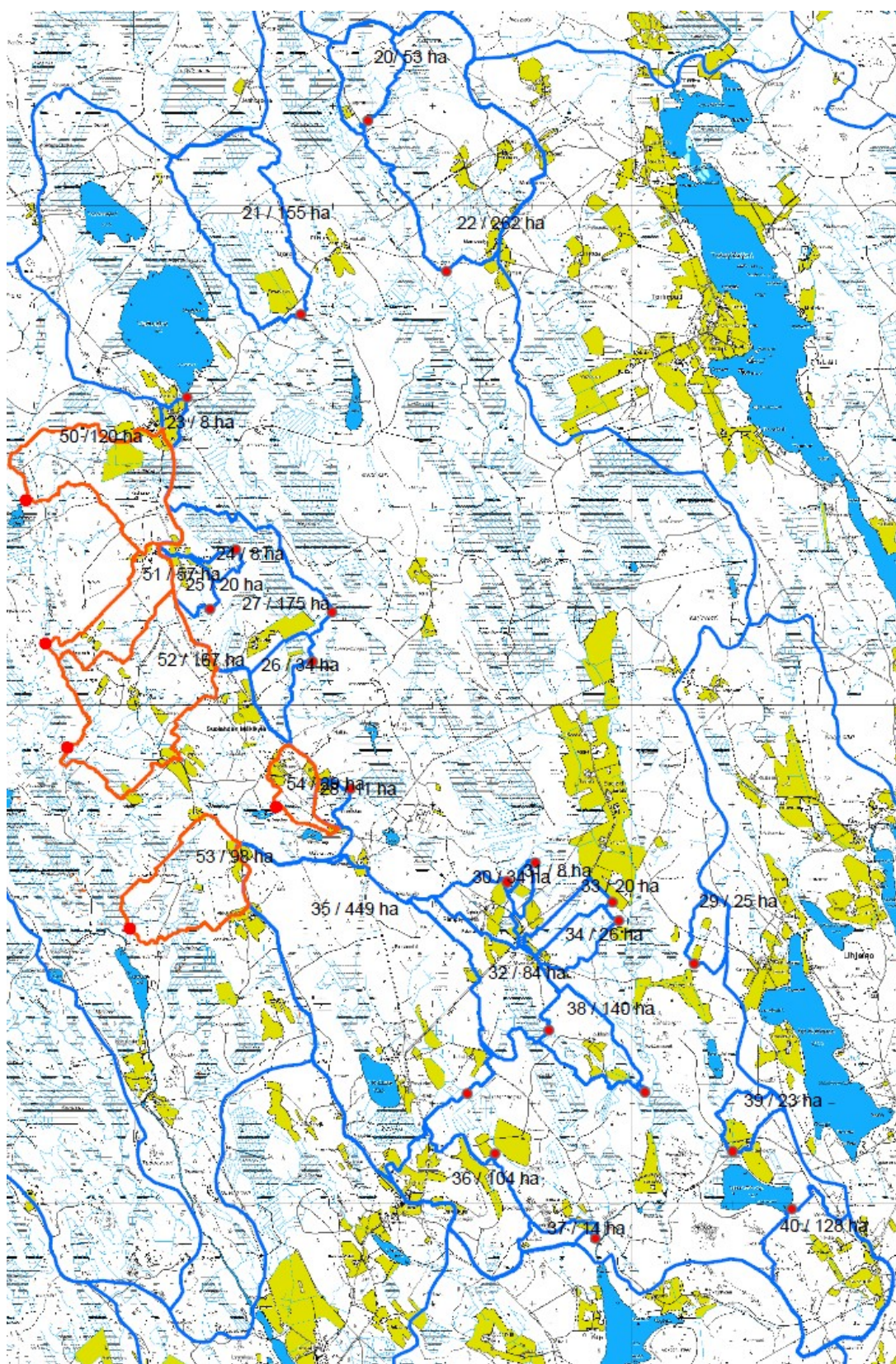
Yhteistyöllä parempaan vesienhoitoon. 2008. Ehdotus Kymijoen-Suomenlahden vesienhoitoalueen vesienhoitosuunnitelmaksi vuoteen 2015. www.ymparisto.fi. Viitattu 27.3.2008.

Liitteet

Liite 1: Esimerkkivaluma-alueet ja mahdolliset kosteikkokohteet

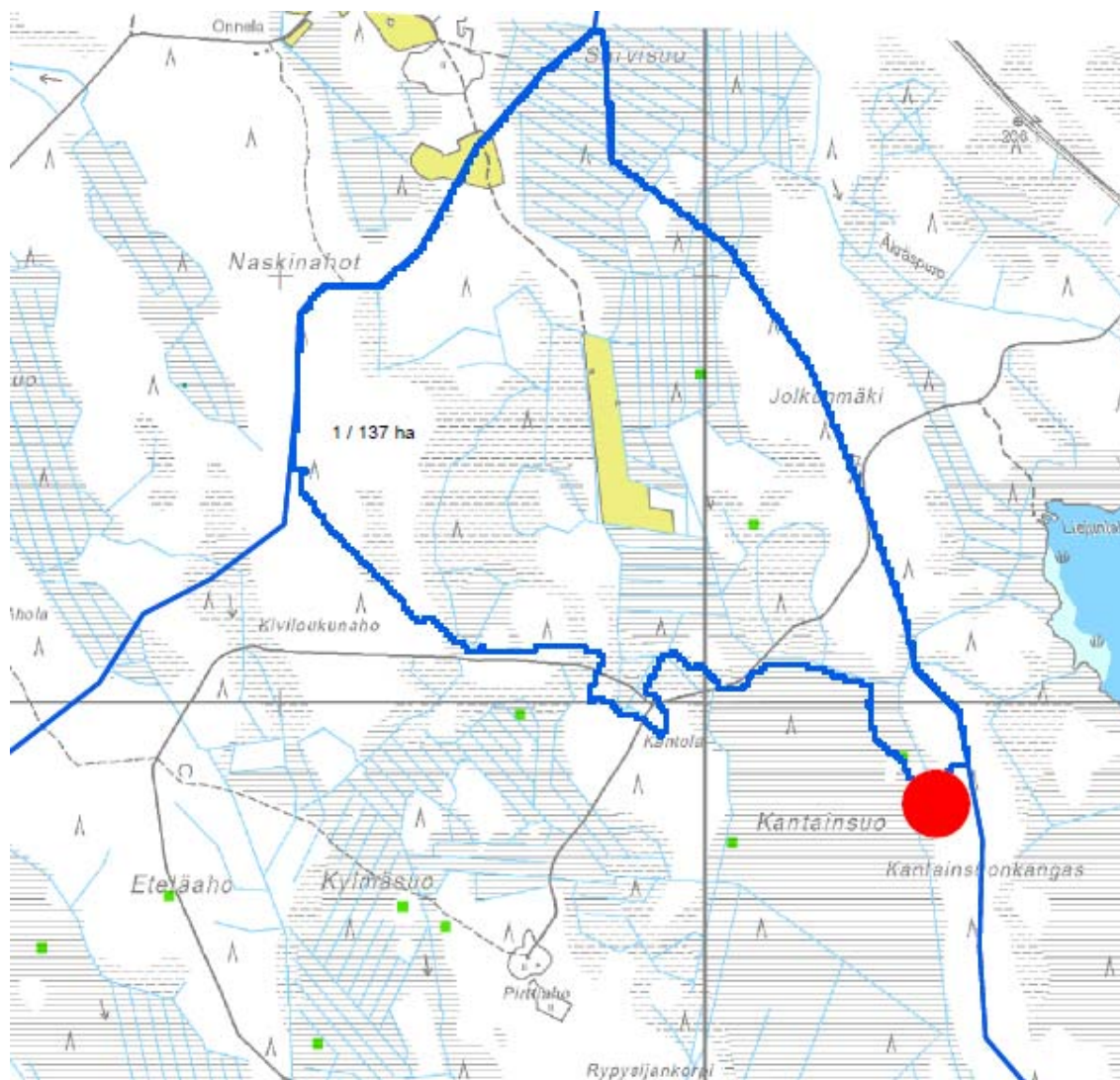


KUVIO 20. Päälinjärven valuma-alue ja mahdolliset peltovesien käsittelyyn soveltuvat kosteikkokohteet yläpuolisine valuma-alueineen.

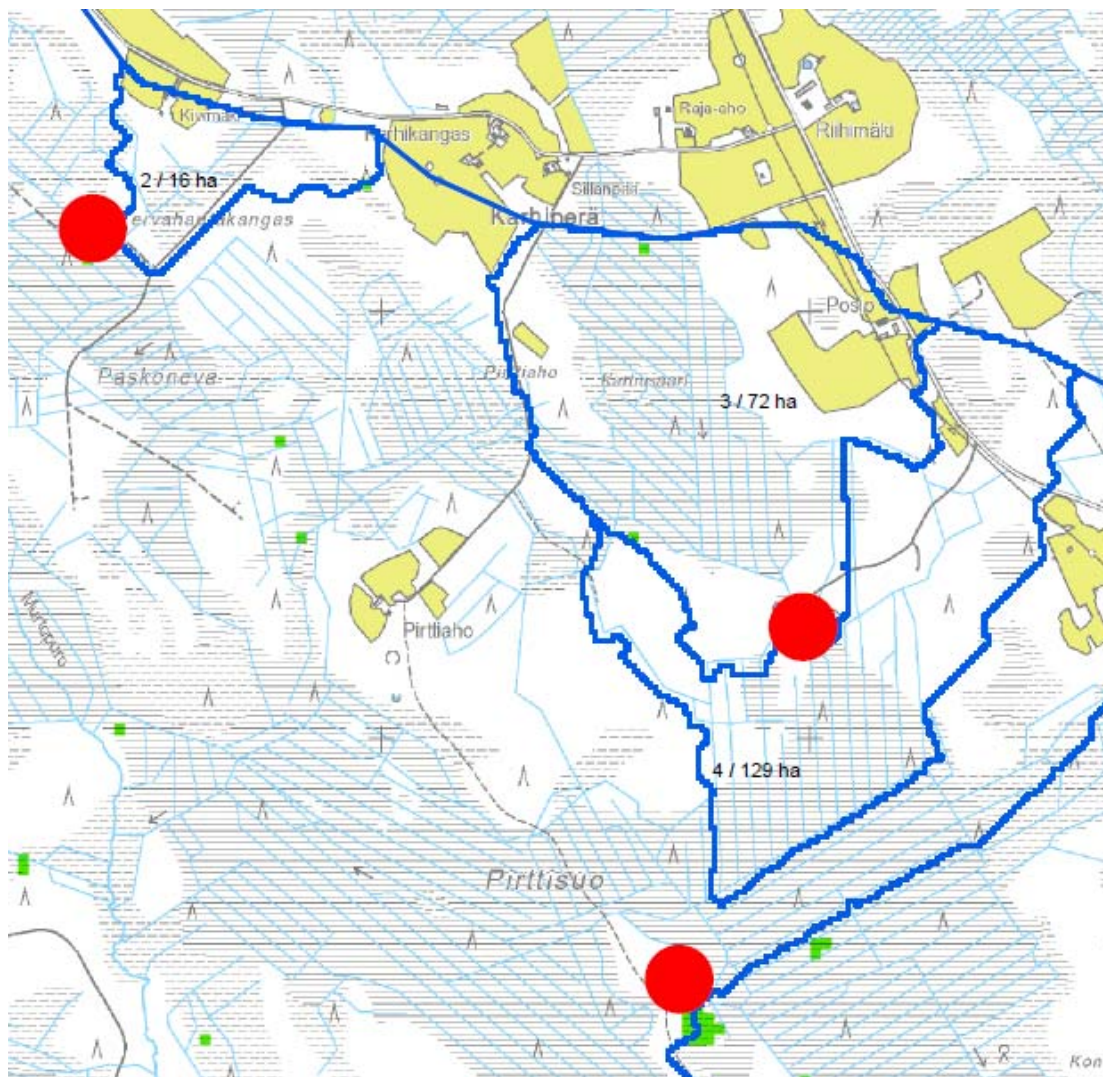


KUVIO 21. Suojon valuma-alue ja mahdolliset kosteikkokohteet. Punaisella rajatut kohteet ovat viereisellä valuma-alueella.

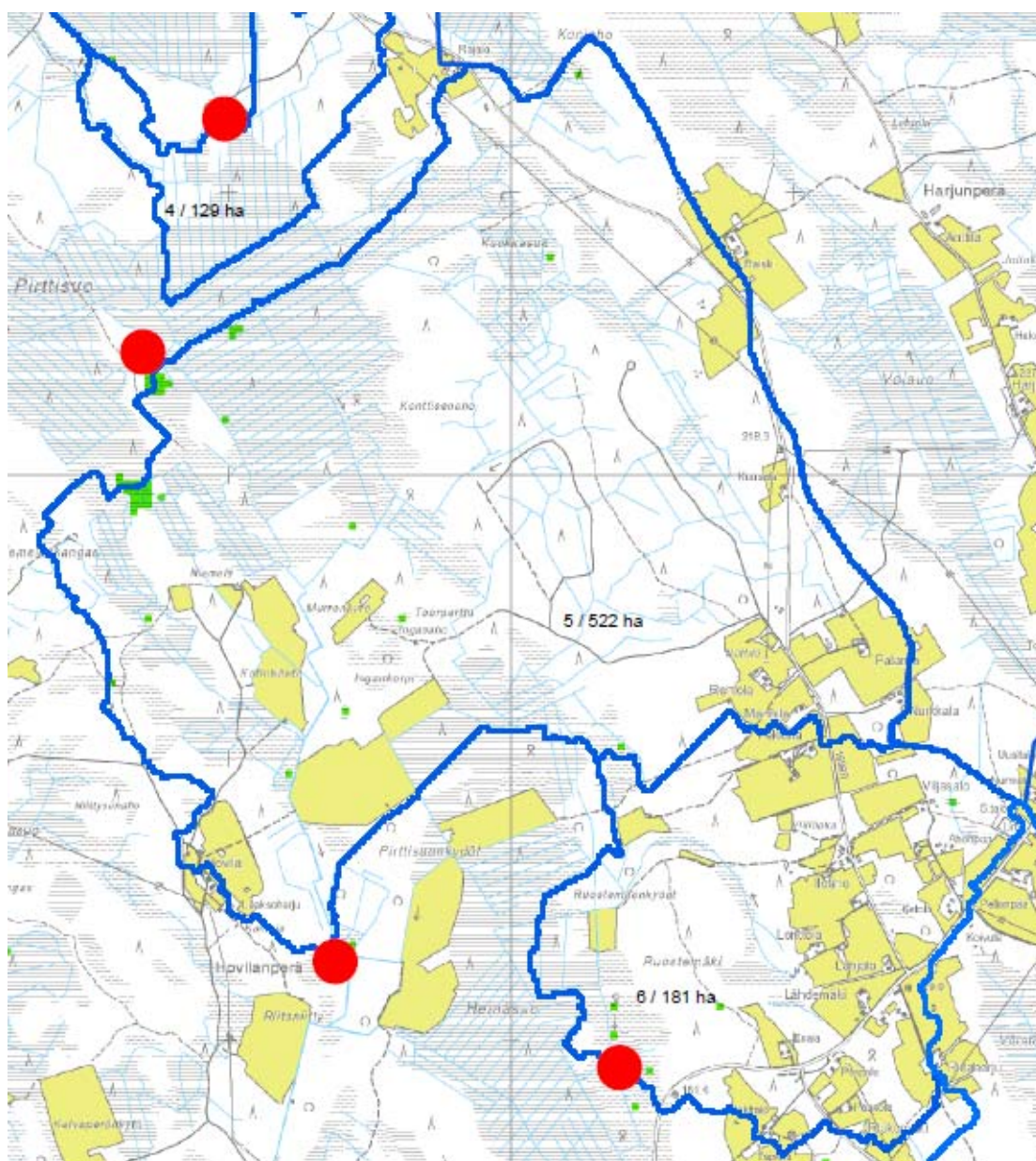
Liite 2: Päälinjärven valuma-alueen mahdolliset kosteikkokohteet



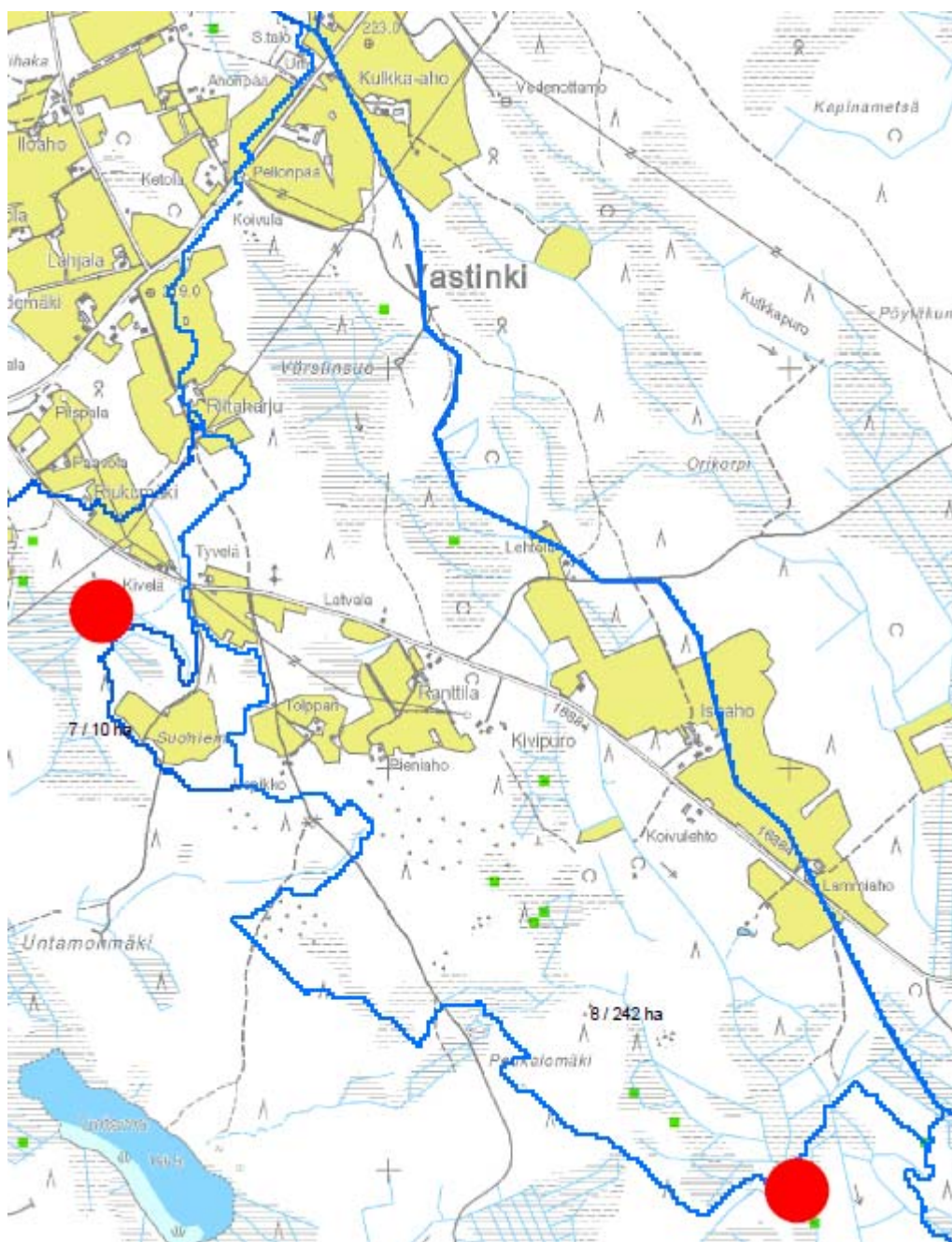
KUVIO 23. Päälinjärven valuma-alue, kohde 1. Valuma-alueen pinta-ala 137 ha, josta peltoa 3 %.



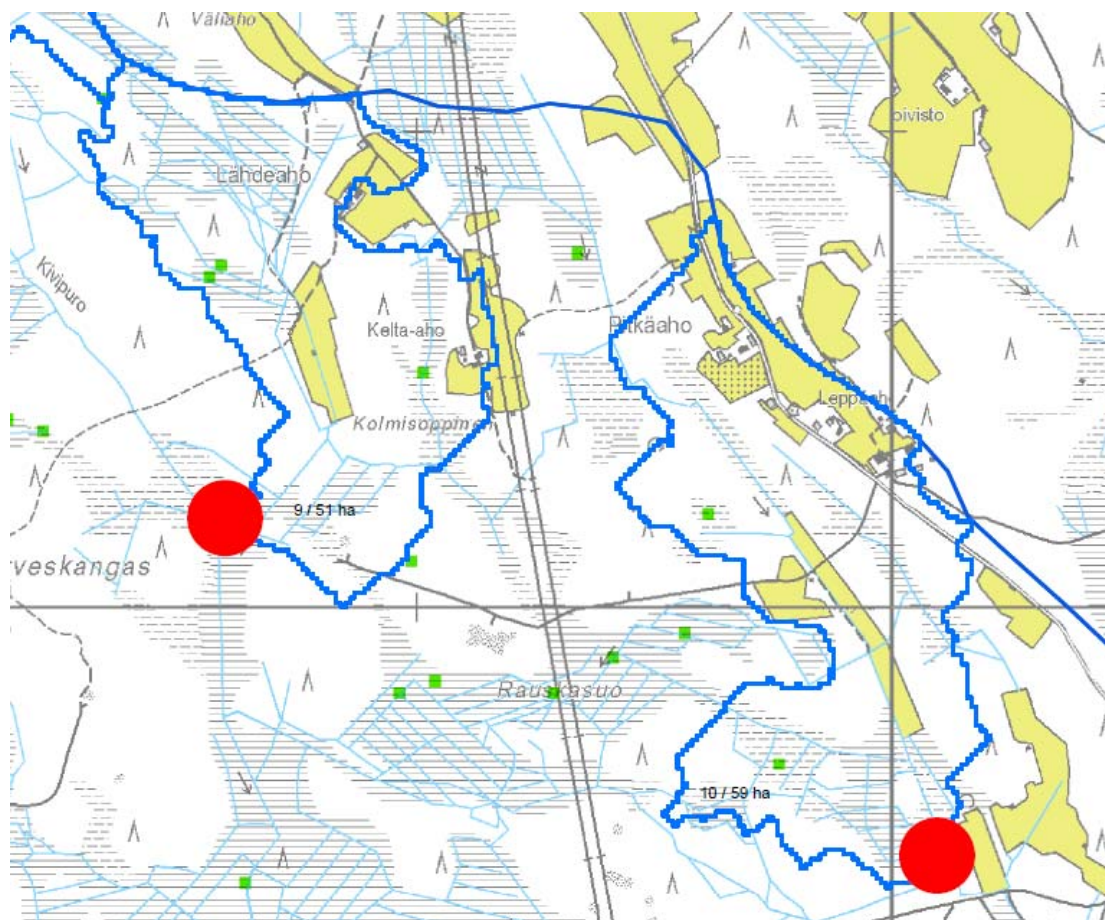
KUVIO 24. Päälinjärven valuma-alue, kohteet 2 (pinta-ala 16 ha, peltoa 6 %), 3 (pinta-ala 72 ha, peltoa 9 %) ja 4 (pinta-ala 129 ha, peltoa < 1 %). Kohteen 4 kosteikon paikka on merkitty kohteen (valuma-alueen) alapuolelle.



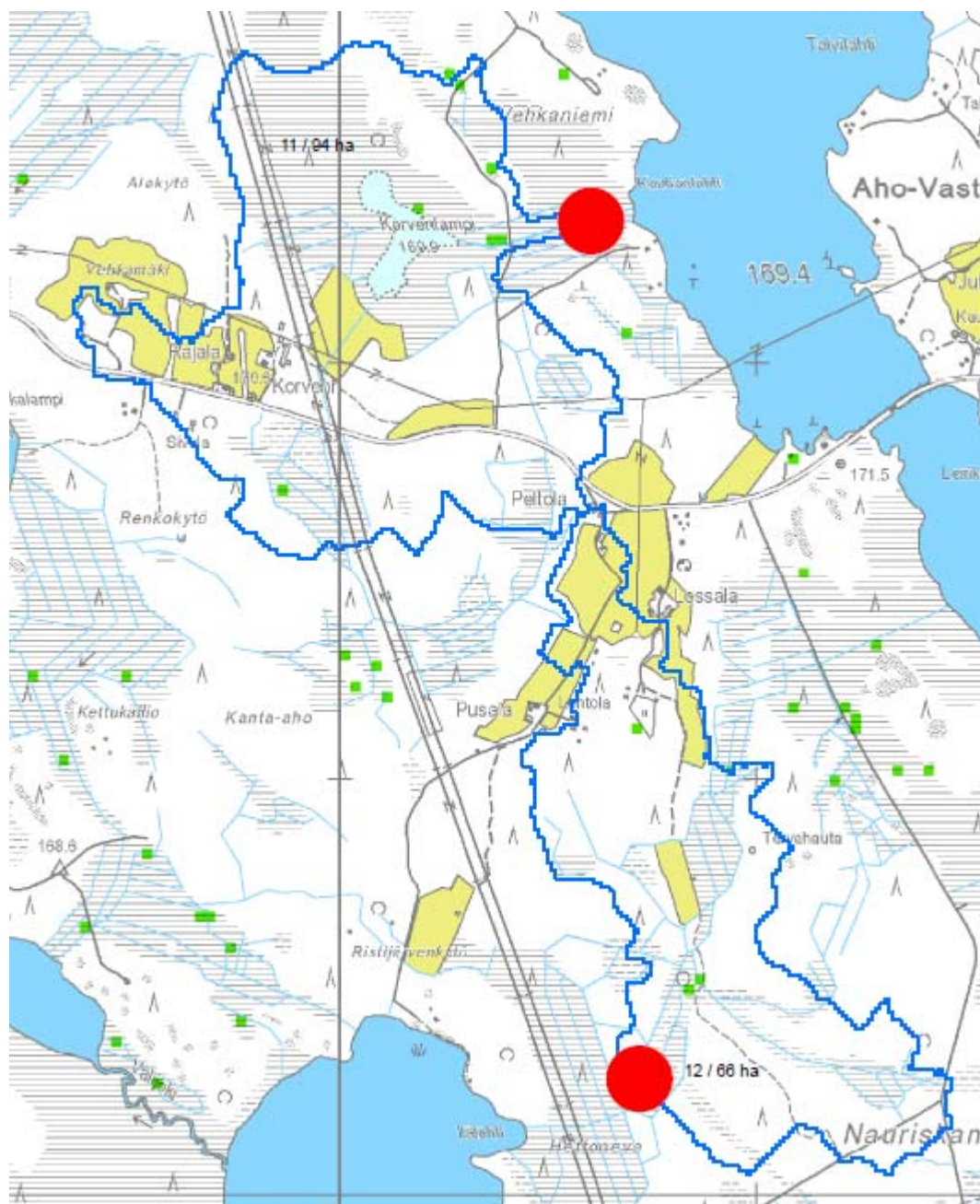
KUVIO 25. Päälinjärven valuma-alueen kohteet 5 (pinta-ala 522 ha, peltoa 10 %) ja 6 (pinta-ala 181 ha, peltoa 29 %).



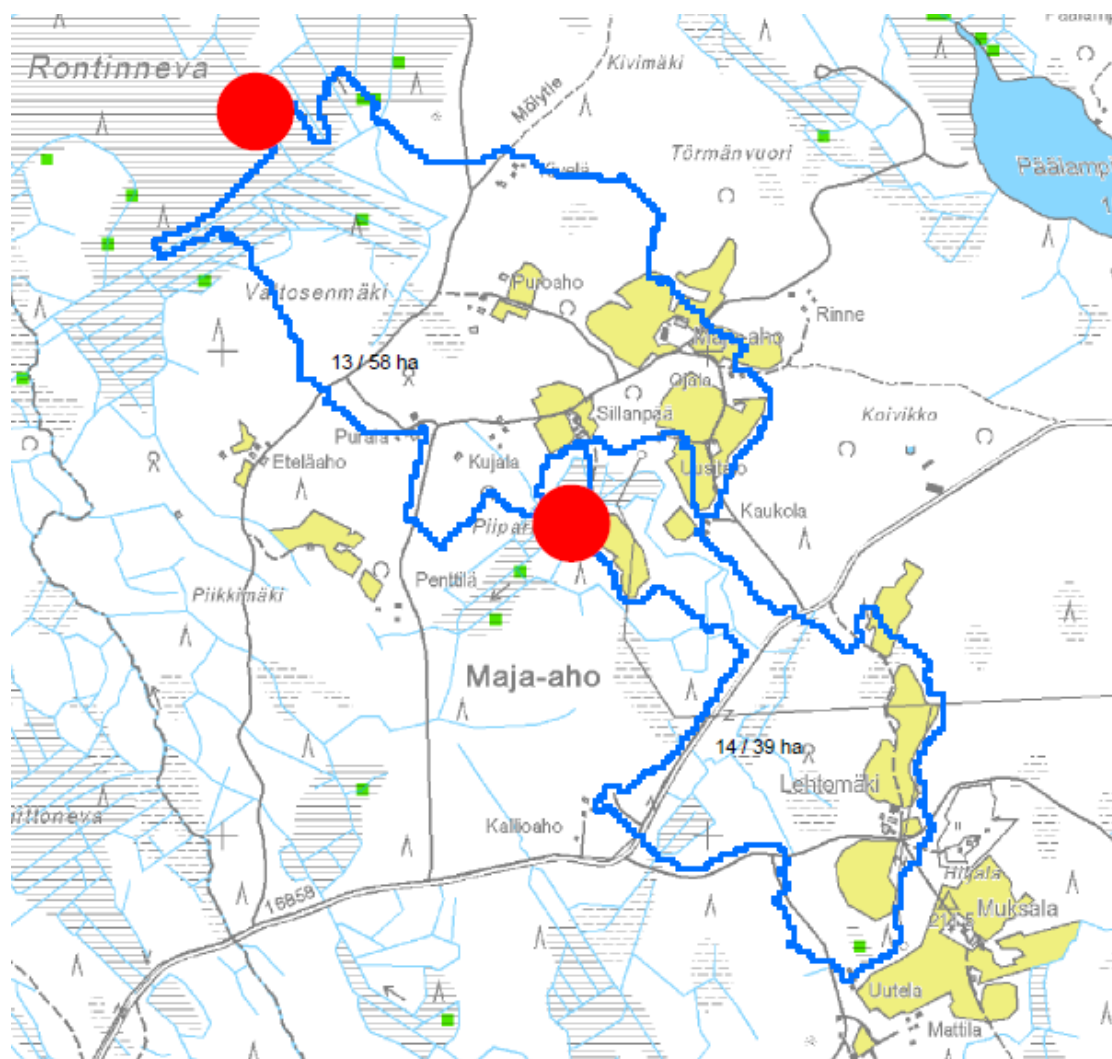
KUVIO 26. Päälinjärven valuma-alueen kohteet 7 (pinta-ala 10 ha, peltoa 29 %) ja 8 (pinta-ala 242 ha, peltoa 15 %).



KUVIO 27. Päälinjärven valuma-alueen kohteet 9 (pinta-ala 51 ha, peltoa 9 %) ja 10 (pinta-ala 59 ha, peltoa 14 %).

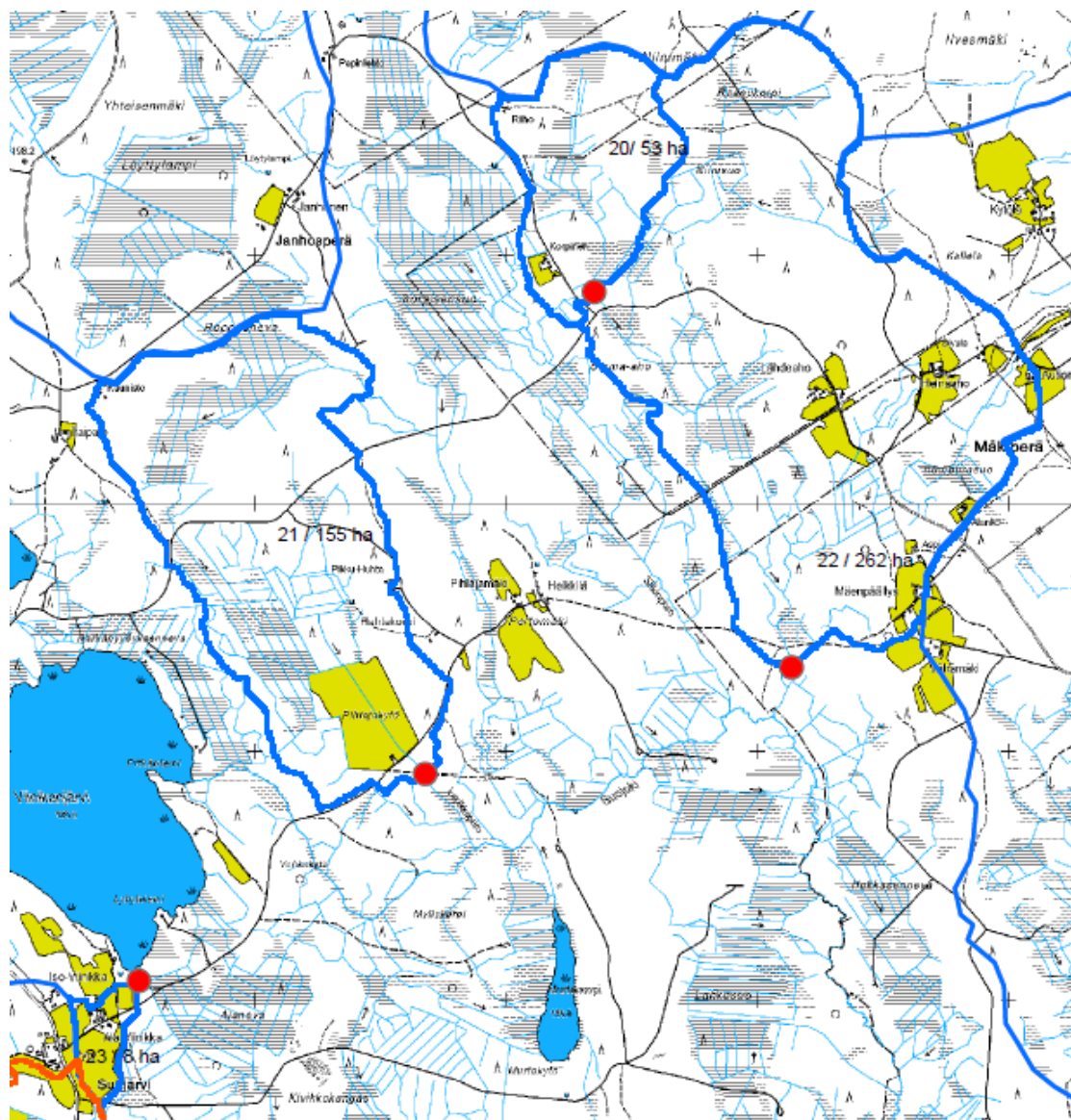


KUVIO 28. Päälinjärven valuma-alueen kohteet 11 (pinta-ala 94 ha, peltoa 9 %) ja 12 (pinta-ala 66 ha, peltoa 10 %).

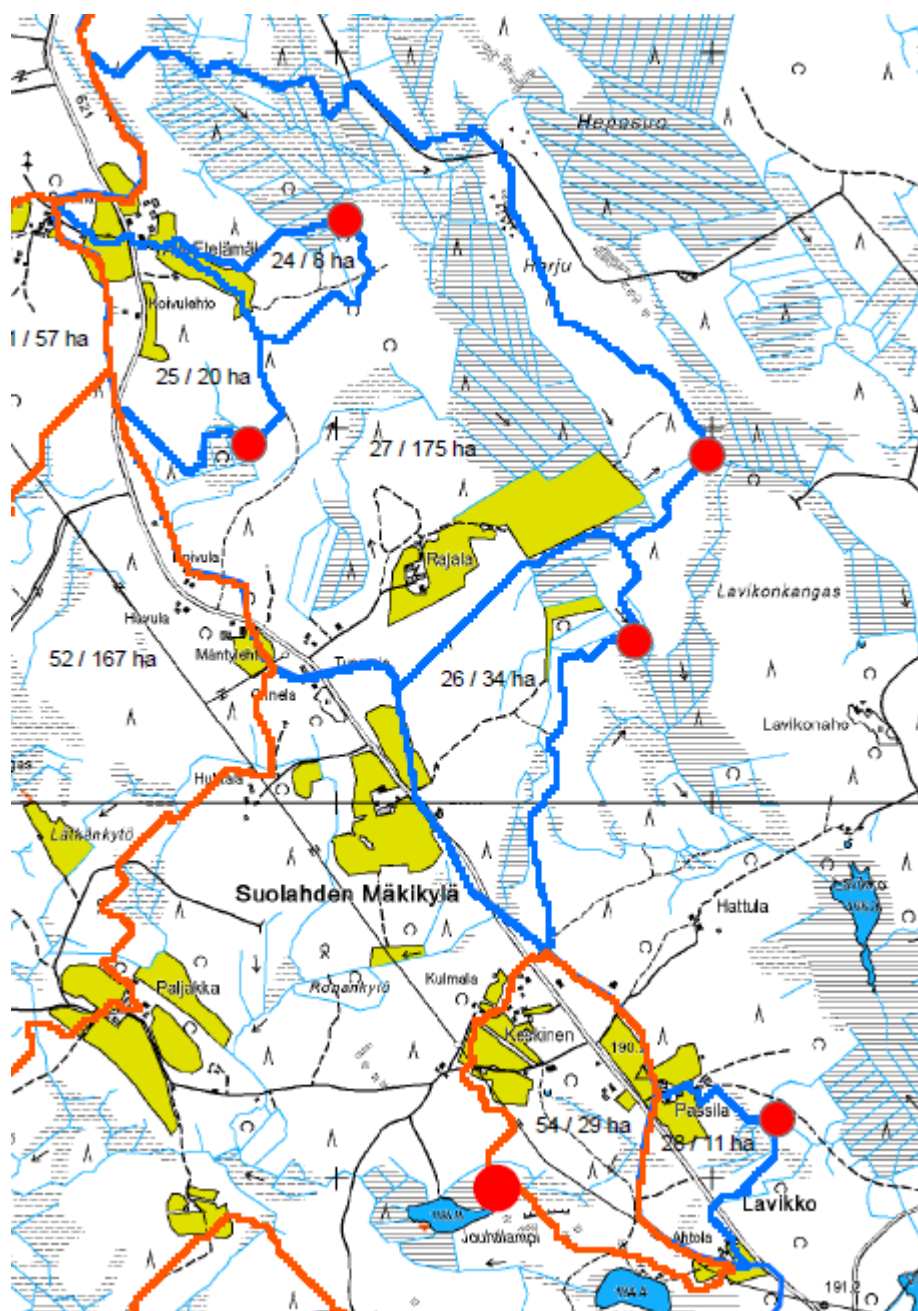


KUVIO 29. Päälinjärven valuma-alueen kohteet 13 (pinta-ala 58 ha, peltoa 12 %) ja 14 (pinta-ala 39 ha, peltoa 15 %).

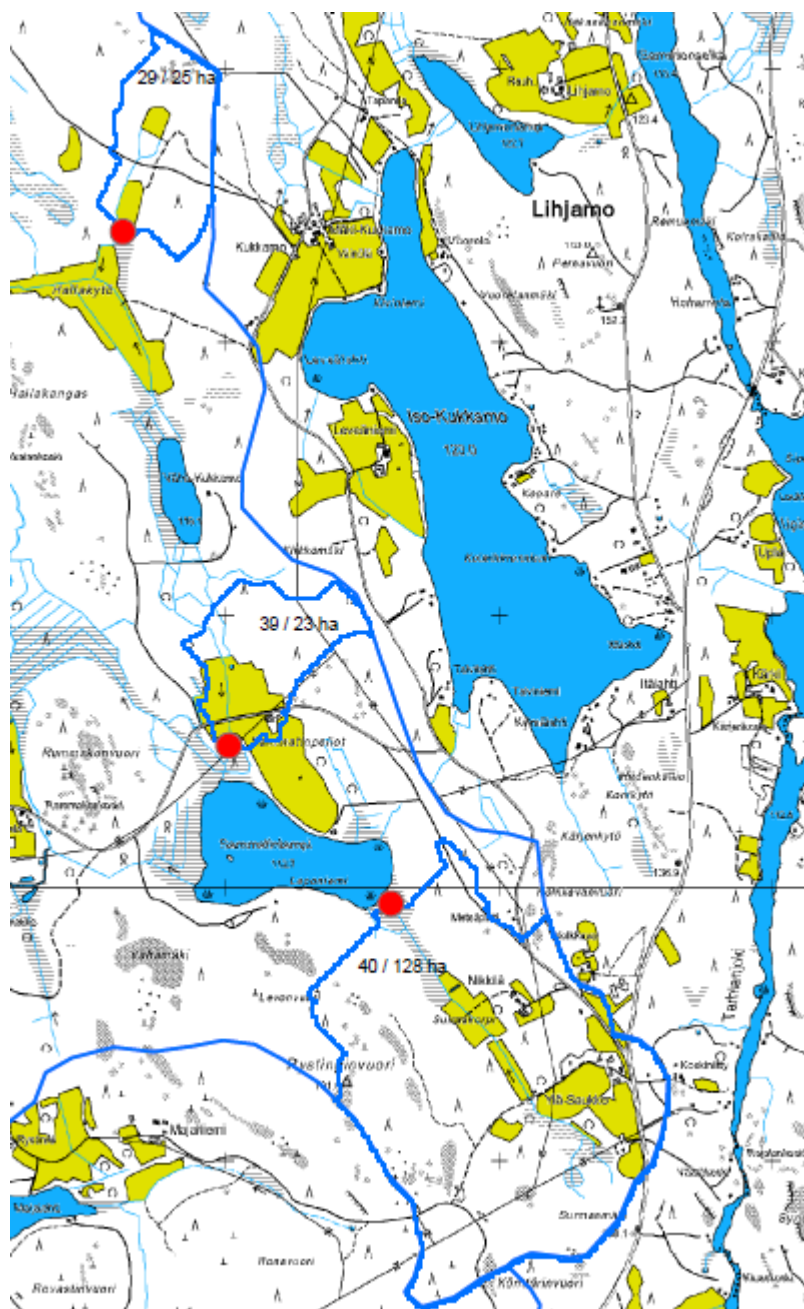
Liite 3: Suojoen valuma-alueen mahdolliset kosteikkokohteet



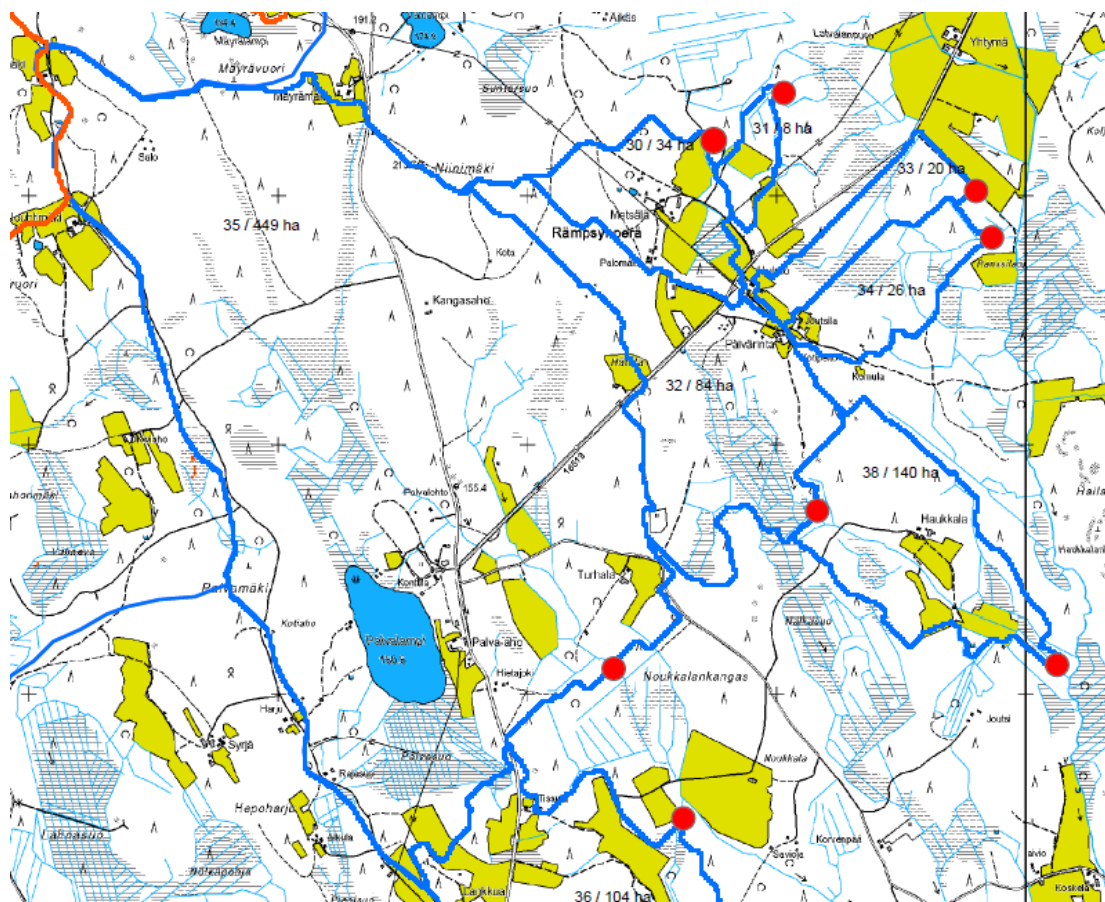
KUVIO 30. Suojoen valuma-alueen kohteet 20 (pinta-ala 53 ha, peltoa 1 %), 21 (pinta-ala 155 ha, peltoa 7 %), 22 (pinta-ala 262 ha, peltoa 5 %) ja 23 (pinta-ala 8 ha, peltoa 69 %).



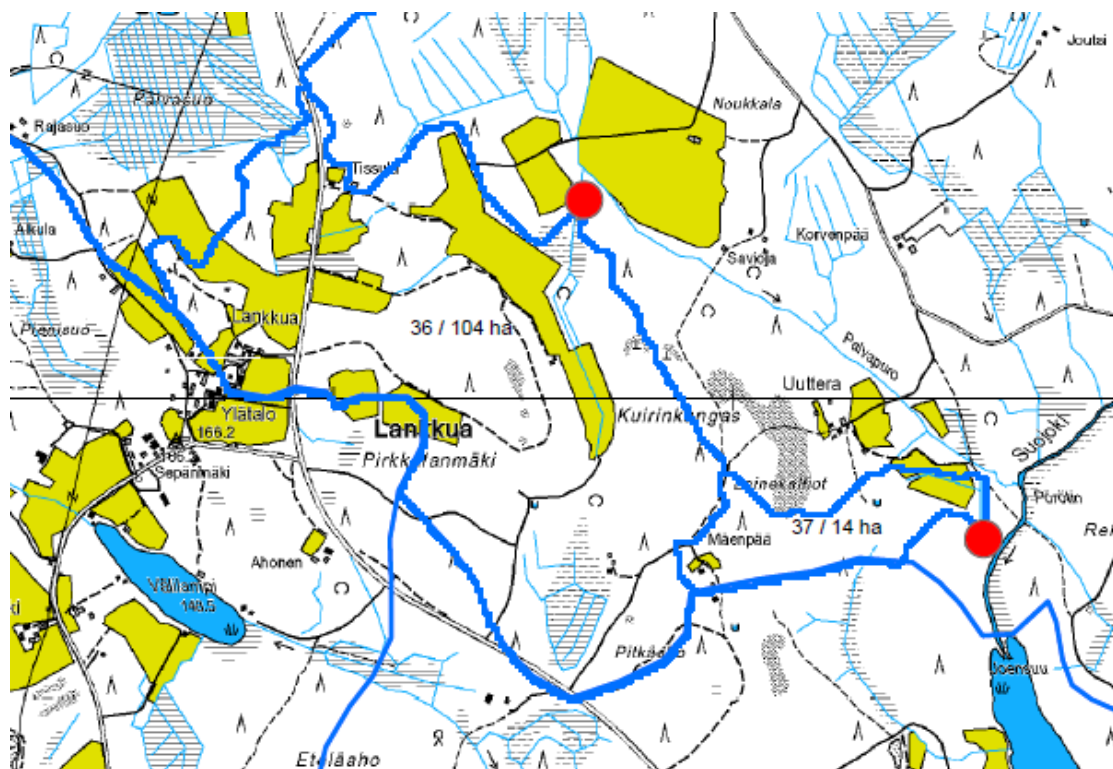
KUVIO 31. Suojoen valuma-alueen kohteet 24 (pinta-ala 8 ha, peltoa 13 %), 25 (pinta-ala 20 ha, peltoa 14 %), 26 (pinta-ala 34 ha, peltoa 4 %), 27 (pinta-ala 175 ha, peltoa 8 %) ja 28 (pinta-ala 11 ha, peltoa 13 %).



KUVIO 32. Suojoen valuma-alueen kohteet 29 (pinta-ala 25 ha, peltoa 8 %), 39 (pinta-ala 23 ha, peltoa 28 %) ja 40 (pinta-ala 128 ha, peltoa 11 %).

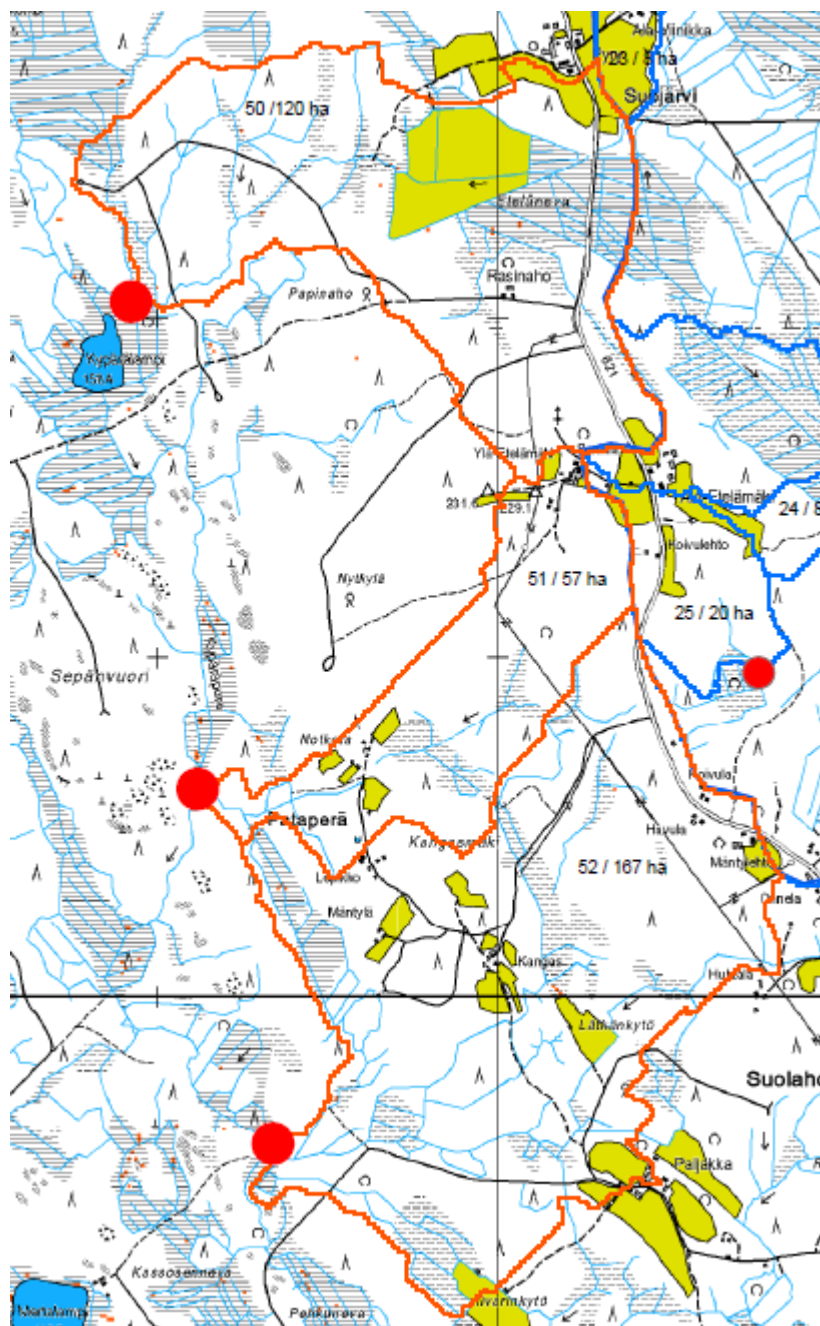


KUVIO 33. Suojoen valuma-alueen kohteet 30 (pinta-ala 34 ha, peltoa 21 %), 31 (pinta-ala 8 ha, peltoa 24 %), 32 (pinta-ala 84 ha, peltoa 6 %), 33 (pinta-ala 20 ha, peltoa 7 %), 34 (pinta-ala 26 ha, peltoa 3 %), 35 (pinta-ala 449 ha, peltoa 5 %) ja 38 (pinta-ala 140 ha, peltoa 8 %).

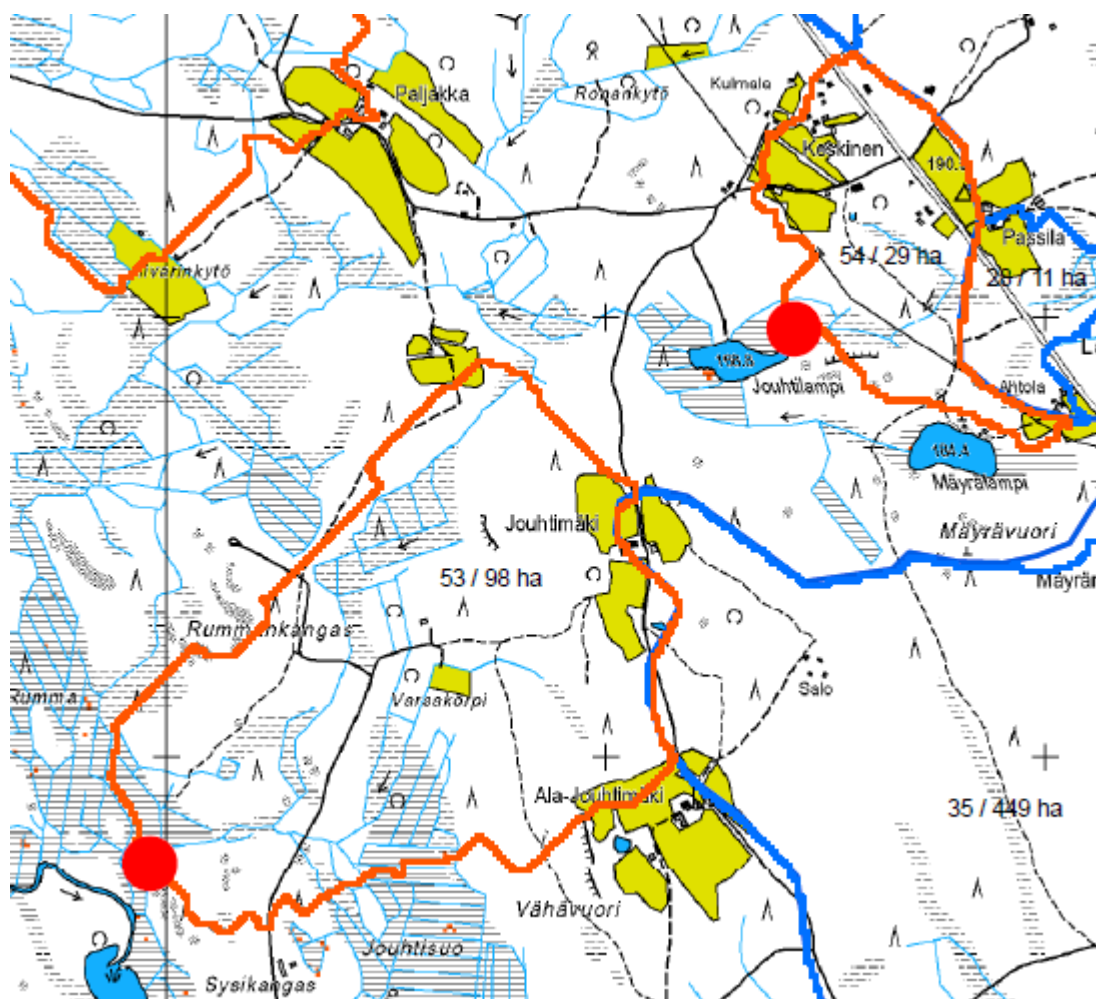


KUVIO 34. Suojoen valuma-alueen kohteet 36 (pinta-ala 104 ha, peltoa 19 %) ja 37 (pinta-ala 14 ha, peltoa 7 %).

Liite 4: Kupanjoen yläosan valuma-alueen mahdolliset kosteikkokohteet



KUVIO 35. Kupanjoen yläosan valuma-alueen kohteet 50 (pinta-ala 102 ha, peltoa 14 %), 51 (pinta-ala 57 ha, peltoa 4 %) ja 52 (pinta-ala 167 ha, peltoa 5 %).



KUVIO 36. Kupanjoen yläosan valuma-alueen kohteet 53 (pinta-ala 93 ha, peltoa 5 %) ja 54 (pinta-ala 29 ha, peltoa 16 %).

Liite 5: Mahdollisten kosteikkokohteiden metsävaratiedot

TAULUKKO 12. Päälinjärven valuma-alueen mahdollisten kosteikkokohteiden metsävaratietojen mukaiset kuviotiedot. Termien selitykset ovat taulukossa 15.

Kohteen nro	Maalaji	Alaryhmä	Kasvupaikka	Kehitysluokka	Pääpuulaji
1	*	*	*	*	*
2	*	*	*	*	*
3	60	Korpi	MT	03	hiko
4	60	Räme	VT	02	mä
5	60	Korpi	MT	02	hiko
6	60	Korpi	MT	04	mä
7	*	*	*	*	*
8	*	*	*	*	*
9	60	Korpi	MT	03	ku
10	*	*	*	*	*
11	60	Korpi	MT	02	ku
12	60	Korpi	MT	02	ku
13	60	Räme	CIT		mä
14	*	*	*	*	*

* Tieto puuttuu

TAULUKKO 13. Suojoen valuma-alueen mahdollisten kosteikkokohteiden metsävaratietojen mukaiset kuviotiedot. Termien selitykset ovat taulukossa 15.

Kohteen nro	Maalaji	Alaryhmä	Kasvupaikka	Kehitysluokka	Pääpuulaji
20	*	*	*	*	*
21	20	Kangas	MT	03	ku
22	10	Kangas	MT	T1	ku
23	20	Kangas	MT	03	rako
24	60	Korpi	MT	04	ku
25	60	Korpi	*	*	*
26	10	Kangas	VT	02	mä
27	*	*	*	*	*
28	20	Kangas	MT	04	ku
29	20	Kangas	OMT	03	ku
30	20	Kangas	OMT	04	mä
31	20	Kangas	MT	02	mä
32	20	Kangas	MT	02	mä
33	20	Kangas	MT	03	mä
34	10	Kangas	MT	02	mä
35	20	Kangas	MT	02	mä
36	20	Kangas	OMT	04	ku
37	60	Kangas	MT	T2	hiko
38	60	Korpi	MT	A0	
39	60	Korpi	OMT	03	mä
40	60	Korpi	MT	03	ku

* Tieto puuttuu

TAULUKKO 14. Kupanjoen yläosan valuma-alueen metsävaratietojen mukaiset kuviotiedot. Termien selitykset ovat taulukossa 15.

Kohteen nro	Maalaji	Alaryhmä	Kasvupaikka	Kehitysluokka	Pääpuulaji
50	*	*	*	*	*
51	*	*	*	*	*
52	10	Kangas	MT	03	ku
53	60	Neva	CIT		
54	60	Räme	VT	03	mä

* Tieto puuttuu

TAULUKKO 15. Taulukoissa 12–14 käytettyjen termien selitykset.

Maalaji	Kasvupaikka	Kehitysluokka	Pääpuulaji
10=Keskikarkea tai karkea kiivennäismaa	OMT=Lehtomainen kangas	A0=Aukea	mä=mänty
20=Hienojakoinen kangasmaa	MT=Tuore kangas	T1=Pieni taimikko	ku=kuusi
60=Turvemaa	VT=Kuivahko kangas	T2=Varttunut taimikko	hiko=hieskoivu
	CT=Kuiva kangas	02=Nuori kasvatusmetsä	rako=rauduskoivu
	CIT=Karukkokangas	03=Varttunut kasvatusmetsä	
	myös vastaavat suot ja turvekankaat	04=Uudistuskypsä metsä	